

Généalogie scientifique et mise en politique des SE (services écosystémiques et services environnementaux).

Note de synthèse de revue
bibliographique et d'entretiens, WP1.

Auteurs de la note de synthèse et coordination :

Martine ANTONA, CIRAD, UR Green

Muriel BONIN, CIRAD, UMR Tetis

Auteurs des fiches de lecture :

Olivier AZNAR, CEMAGREF, UMR Métafort

Cécile BIDAUD, U. Genève

Marie BONNIN, IRD

Muriel BONIN, CIRAD, UMR Tetis

Philippe BONNAL, CIRAD, UR Arena

Armelle CARON, AgroParisTech, UMR Métafort

William's DARE, CIRAD, UR Green

Marc DEDEIRE, Université Montpellier III, Art-Dev

Mohamed DJOULDEM, Université Montpellier III

Ludivine ELOY, CNRS, Art-Dev

Géraldine FROGER, Cemotev, Université de Versailles Saint-
Quentin-en-Yvelines

Stéphane GHIOTTI, CNRS, Art-Dev

Marie HRABANSKI, CIRAD, UR Arena

Philippe JEANNEAUX, VêtAgroSup, UMR Métafort

Jean-François LE COQ, CIRAD, UR Arena

Thomas LEGRAND, Cemotev, Université de Versailles Saint-
Quentin-en-Yvelines

Carsten MANN, CEMAGREF, UMR Métafort

Philippe MERAL, IRD

Denis PESCHE, CIRAD, UR Arena

Eric SABOURIN, CIRAD, UR Arena

Georges SERPANTIE ; IRD

Aurélien TOILLIER, IRD

Elodie VALETTE, CIRAD, UMR Tetis

Document de travail n°2010-01



TABLE DES MATIERES

1. Introduction	3
2. L'émergence du concept de service environnemental dans la littérature scientifique : le glissement de service écosystémique vers service environnemental	5
2.1 Emergence du concept de service écosystémique : du rapport SCEP en 1970 au MEA en 2005 en passant par Daily et Costanza en 1997.	5
2.1.1 Une origine : l'écologie de la conservation	5
2.1.2 La discussion sur les services et les fonctions	7
2.1.3 Services des écosystèmes et évaluation	8
2.1.4 La définition du MEA (2005)	8
2.1.5 Et en France ?	9
2.2 Distinction entre service écosystémique et service environnemental : une absence de consensus	9
2.3 Un changement de paradigme dans la conservation	11
2.4 Service environnemental et multifonctionnalité de l'agriculture	12
2.5 PSE	16
3. Mise en politique du concept de service environnemental.	19
3.1 Introduction de la notion de service environnemental dans les débats politiques	19
3.1.1 D'une notion globalisante et uniformisante à des déclinaisons différentes dans les sous-domaines	19
3.1.2 Une histoire plurielle qui plonge ses racines dans différentes arènes politiques	20
Conservation	20
Dans le domaine agricole : multifonctionnalité, mesures agri-environnementales et services environnementaux	22
Multifonctionnalité et services rendus par la forêt.	24
Développement durable	25
3.2 Intégration des services environnementaux à des dispositifs de politiques publiques.	26
Paiement pour service environnementaux	26
Conservation et « multiple-use forest management »	28
Mesures agri-environnementales, multifonctionnalité et paiements pour services environnementaux	30
Labellisation environnementale autour de produits et services	32
4. Acteurs et controverses autour de la mise en agenda du concept de service environnemental	34
4.1 Les acteurs des SE	34
4.2 Les PSE : un idéal d'instrument de politique parmi la palette de notions et instruments mobilisés autour de la notion de service environnementaux ?	35
4.3 Controverses sur l'usage de l'évaluation appliquée aux écosystèmes services	36
4.4 Controverses sur la marchandisation de la nature	38
4.5 PSE et lutte contre la pauvreté	39
4.6 PSE et droits de propriétés	42
5. Conclusion	43
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	44
ANNEXE Note de cadrage pour l'analyse bibliographique dans le WP1 (Serena)	50

1. INTRODUCTION

Cette note de synthèse sur l'émergence du concept de service environnemental et sa mise en politique repose sur quatre types d'éléments :

1. Une revue bibliographique faite sur la base fiches de lectures rédigées en 2009 par les participants au projet Serena. En effet, au démarrage du projet, nous avons fait l'hypothèse que l'émergence de la notion de SE¹ était liée à quelques champs scientifiques et thématiques identifiés dans un note préparatoire (cf. annexe 1). La note préparatoire proposait également un cadre commun pour l'élaboration des fiches de lecture. Les 7 champs proposés étaient les suivants : services écosystémiques/services environnementaux selon les disciplines ; la conservation de la nature entre science et dispositifs d'aires protégées ; multifonctionnalité de l'agriculture ; développement durable et conventions internationales ; les paiements pour services environnementaux ; la labellisation environnementales autour des produits et des services ; les relations science/environnement/ société et la fabrication/justification des politiques publiques ;

Cette première revue des fiches de lecture permet de faire un état des connaissances du collectif Serena au démarrage du projet, et d'identifier les principales hypothèses liées à l'émergence et la mise en politique de ce concept, dans sa polysémie : service écosystémique, services écologique, service environnemental. Au total 48 fiches bibliographiques ont été établies en 2009². Un des intérêts de cette revue est que plusieurs fiches ont été réalisées sur une même référence par différents chercheurs du collectif Serena.

La poursuite de cette revue selon un cadre commun en 2010 et 2011, permettra d'une part, de saisir les évolutions de l'utilisation de ces concepts -qui ne sont toujours pas stabilisés- et d'autre part, de suivre comment les connaissances dans le collectif du projet Serena sont construites à partir d'un triple angle d'analyse : analyse de l'émergence et de l'utilisation de ces concepts ; analyse de la mise en politique dans leur dimension dispositifs dans les pays (France ; Costa-Rica ; Madagascar) et analyse des réseaux qui portent cette mise en politique ; analyse des boucles de rétroaction des politiques vers la science.

2. L'atelier-concept de février 2010, qui a permis de discuter et de faire le bilan de revues bibliographiques plus complètes soit disciplinaires (écologie, économie, sociologie et sciences politiques, agronomie, droit) soit centrées sur l'émergence du concept dans sa dimension nationale à l'échelle des pays étudiés dans Serena ou sur les modes de structuration des connaissances et de l'expertise.

¹ Le projet Serena, n'entend pas retenir une définition unique des notions, mais analyser la polysémie du concept. Nous différencierons selon les termes services écologiques, services écosystémiques et services environnementaux, quand ces termes sont explicitement identifiés par les auteurs pour rendre compte d'analyse spécifiques. Nous utiliserons le terme SE de façon générique dans les autres cas.

² Au total : 7 références dans le domaine de l'analyse des services écologiques/environnementaux ; 5 pour la conservation ; 5 pour la multifonctionnalité ; 3 pour le développement durable ; 10 pour les PSE ; 13 dans le domaine sciences sociétés, 1 pour les labels ;

-
3. Des ateliers scientifiques spécifiques, organisés avec un autre projet de recherche du Cirad, le projet Fondation-Agropolis SETER (*challenging socio-ecological theories with empirical research*)³ ;
 - a. Le premier atelier organisé en mars 2010 par le Cirad-Green, visait à discuter le concept trade-offs entre services de la Nature avec des scientifiques issus du Stockholom Résilience Center (Gary Peterson, Lin Gordon et Elin Enfors) dont l'un avait été associé au groupe scénario du MEA –Gary Peterson).
 - b. Le second en juin 2010 a permis d'accueillir deux chercheurs de Arizona State University : Charles Perrings (économiste ayant joué un rôle important dans l'économie de la biodiversité dès les années 90) ; et Ann Kinzing responsable d'un projet international visant à faire une meta-analyse, sur la base d'une revue bibliographique et d'un classement par des experts, des relations entre services écosystémiques/objectifs de conservation de la biodiversité/développement (www.trade-offs.org).
 4. Enfin, des entretiens réalisés auprès de scientifiques ayant joué un rôle dans l'émergence ou la diffusion des concepts de SE.

La littérature renvoie à deux visions de la notion de SE, comme présenté en annexe 1:

- Le service est rendu par un écosystème (la nature) à la société : il faut l'identifier et pouvoir reconnaître cette contribution et lui donner un statut, une mesure pour identifier l'impact de sa dégradation, ou déterminer un niveau de conservation de ce service. Cette acception est rendue par le concept de service écosystémique ou écologique et s'est développée dès les années 70, avec des phases de convergence et de divergences entre les deux notions;
- Le service est conçu comme étant rendu par le biais d'une contribution d'individus ou d'activités (le service rendu est considéré comme une externalité positive⁴). L'acception de service environnemental rend compte d'une reconnaissance de ce service pour inciter à son maintien, et se concrétisera dans l'importante littérature sur les paiements pour services environnementaux qui foisonne à partir des années 2000.

Dans ces diverses terminologies, l'importance des mots n'est pas que sémantique. Elle traduit des positions épistémiques, voire politiques.

L'objectif de cette note est de présenter au travers des différents matériaux présentés, d'une part l'émergence de ces notions dans le champ scientifique, d'autre part leur mise en politique. En conclusion, les étapes ultérieures de l'analyse seront présentées.

³ <http://www.cirad.fr/ur/green/actualites/conferences/seter>

⁴ A noter cependant que le concept de disservices est en cours de formalisation (cf. Atelier juin 2010. Conférence d'A. Kinzing)

2. L'ÉMERGENCE DU CONCEPT DE SERVICE ENVIRONNEMENTAL DANS LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE : LE GLISSEMENT DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE VERS SERVICE ENVIRONNEMENTAL

Cette partie vise à rendre compte de l'émergence, de l'évolution et de l'utilisation du concept de SE notamment dans la littérature scientifique.

Si les notions de services écosystémiques et écologiques ont origine dans le domaine de l'écologie, avec l'analyse de l'impact des activités humaine sur des processus biophysiques de l'environnement dans les années 70 et, d'autre part, avec l'écologie de la conservation dans les années 90, il est intéressant de noter le rôle d'études systémiques pluridisciplinaires et globales dans les évolutions de ces concepts. L'apparition de la notion de service environnemental en est une des illustrations.

Dans cette partie, nous reprenons à partir des matériaux présentés en introduction, comment les différentes évolutions se rattachent à divers champs scientifiques et à leurs champs d'hypothèses spécifiques, rendent compte de divers essais de décomposition et classification de l'objet « nature » et enfin sont liées à des lieux de production de la science plus ou moins éloignés de préoccupations de formulation de politiques et de dispositifs.

2.1 Emergence du concept de service écosystémique : du rapport SCEP en 1970 au MEA en 2005 en passant par Daily et Costanza en 1997.

La date de 1997 est citée par plusieurs auteurs, et dans les entretiens de scientifiques réalisées, comme marqueur important de l'émergence du concept de service écosystémique.

L'année 97 correspond à la parution de l'ouvrage *Nature's Services*, coordonné par G. Daily et par la publication dans la revue *Nature* de l'article de Costanza *et al.* intitulé « *The value of the world's ecosystem services and natural capital* »⁵ (Méral, 2010).

2.1.1 Une origine : l'écologie de la conservation

L'ouvrage de Daily comme l'article de Costanza visent à identifier et mesurer le rôle de la nature et de ses fonctions écologiques, soit pour déterminer une base pour la mesure de la dégradation des services rendus par la nature à la société (Daily), soit pour développer une approche systématique des différentes dimensions et de l'importance du capital naturel (Costanza).

⁵ Documents de travail Serena n°2010-05 (Méral) et n°2010-02 (Aznar et al.); Entretiens : C. Lévêque ; AM Isaac ; C. Perrings.

Ces travaux reposent sur l'hypothèse d'un degré de remplacement ou de substitution de ces services du point de vue de l'écologie. En cela ces études s'inscrivent dans le prolongement de l'étude SCEP (Study of Critical Environmental Problem) réalisée en 1970, qui sur la base d'une liste de SE, signalait la probabilité de leur disparition et discutait la possibilité du remplacement de certains services, mais sans interroger la possibilité de pouvoir reproduire ce service (MIT 1970). Le rapport SCEP est le premier document scientifique à mentionner la notion de « environmental services »⁶. Sous forme d'une compilation des données scientifiques sur l'impact de l'homme sur l'environnement au niveau global et sur les éléments qu'il reste à étudier, cet ouvrage est un livre de recommandations, en préparation de la première Conférence des Nations Unies sur l'Homme et l'Environnement (« human environment ») de 1972.

Le rapport SCEP est une synthèse des connaissances sur les pollutions engendrées par l'homme au niveau global. Un des groupes de travail « ecological effects » expose les dégradations au niveau des écosystèmes (les exemples sont DDT, mercure, pétrole, phosphore) et les pertes que cela peut engendrer pour l'homme : « *The gradual decline in ecosystem function brings with it a decline in services for man* » (p122). Si un des chapitres intitulé « *environmental services* », établit une liste de services environnementaux comme provenant des « ecosystem functions », les auteurs ne proposent aucune définition de cette notion. Le rapport SCEP introduit donc les services environnementaux en référence à des dégradations environnementales. Malgré le manque de données empiriques reconnu par les auteurs, ce livre semble un précurseur dans la reconnaissance des services rendus par les écosystèmes à l'homme, dont la perte engendrera des coûts plus ou moins importants pour la poursuite des activités anthropiques. Il s'agit d'atténuer l'impact négatif des activités anthropiques sur la biosphère, au moyen de mesures de contrôle vues comme une solution pour les réduire.

Si l'on s'intéresse aux auteurs, G. Daily, vient du domaine de l'écologie de la conservation et est une étudiante de Paul Ehrlich, dont les premières publications en 1981 (Ehrlich et Ehrlich, 1981) et 1983 (Ehrlich et Mooney) ont introduit la notion de services des écosystèmes⁷. Ce sont Mooney et Ehrlich qui présentent la notion de « ecosystem services » et son histoire dans le livre de Daily (Mooney & Ehrlich, 1997). Ils expliquent que cette notion était implicite dès Platon puis Marsh (1864 *Man and Nature*). Mooney fera ensuite parti des auteurs et occupera une place de choix dans les instances de pilotage du MEA. Ehrlich sera un des « reviewer » du MEA. Un lien est ainsi établi entre l'ouvrage fondateur de Daily en 1997 et le MEA, sur lequel nous reviendrons par la suite.

Ehrlich est aussi le co-auteur d'un texte de 1991 coécrit avec Wilson (Ehrlich & Wilson, 1991), qui introduit la notion de services des écosystèmes du point de vue des « études sur la biodiversité ». Ce texte fait partie des premiers à explicitement faire référence aux services écosystémiques comme légitimation de la conservation de la biodiversité. Ces deux auteurs biologistes (au départ entomologues) sont très médiatiques : Ehrlich est connu pour son livre « *The population Bomb* » en 1968 et Wilson l'inventeur du mot biodiversité.

R. Costanza, au travers de son évaluation globale de 17 services établit une trame globale systémique, qui peut être considérée comme un essai de faire dialoguer des approches

⁶ Référence MIT 70, Fiche Bidault

⁷ Une recherche dans le Web of Knowledge (cf. Fiche C. Bidaud) identifie Ehrlich et Mooney (1983) comme le premier à utiliser le terme « ecosystem services » (il est cité 67 fois). Un autre article, cité 252 fois date de 1991 : Ehrlich & Wilson, 1991.

disciplinaires. Costanza (comme K. Folke) sont des étudiants de H.T. Odum, qui le premier a mis l'accent sur le besoin de lier nature et société et la connectivité des différents systèmes. Odum le fait au travers du concept d'énergie (mesuré en énergie solaire) et d'écological footprint (l'empreinte sur l'écosystème). Avec son analyse, Odum contribuera à la réflexion sur la soutenabilité forte et le développement durable les années 90⁸. Les racines des SE sont à chercher là. C. Folke, introduira pour sa part, les premières approches des services de régulation (la nature avec une fonction support de vie).

Le rapport SCEP est issu d'une étude interdisciplinaire, d'un travail de compilation d'un mois de plus de cent personnes commandité par le Massachusetts Institute of Technology. Les personnes impliquées proviennent de 70 universités, 30 départements et agences fédérales, 3 laboratoires nationaux, 11 nonprofit and industrial corporations.

Si 1997 semble être un marqueur important, on peut donc noter que le terme de service écosystémique était cependant utilisé plus tôt dans la littérature. De même, l'introduction des services écosystémiques dans le domaine de la conservation au-delà des études académiques, est cependant à relativiser (Egoh *et al.* 2007)⁹.

2.1.2 La discussion sur les services et les fonctions

Dans la littérature en écologie, on parle plus de fonctions que de services. Les services sont les fonctions des écosystèmes qui bénéficient à l'humanité comme support de vie, et qui donc doivent être protégés. Deux approches sont pourtant discernables dans les discours de biologistes sur les services écosystémiques:

- une qui légitime la conservation par l'évidence d'un lien voire d'une causalité direct entre biodiversité et services des écosystèmes, qui deviennent synonymes (Ehrlich & Wilson, 1991);
- et une seconde, plus dans la controverse, qui, tout en reconnaissant l'importance de la conservation et des risques liés à la perte de la biodiversité, tente d'établir et de renseigner les liens fonctionnels entre biodiversité et services. Loreau *et al.* (2001) par exemple posent la question des liens entre biodiversité et fonctions écosystémiques : est-ce que les fonctions dépendent seulement de quelques espèces clés ou de la complémentarité entre espèces? Les références sont nombreuses dans ce deuxième groupe, l'étude des fonctions des écosystèmes ayant été un des axes prépondérant de la recherche en écologie¹⁰.

Etant donné les liens entre biodiversité et services écosystémiques, la nécessité de conserver la biodiversité apparaît comme un moyen de bénéficier de ses services. L'introduction du terme « ecosystem services » par des biologistes apparaît donc comme un moyen de légitimer leur recherche et la conservation de la biodiversité.

⁸ Meral P. dans le document de travail Serena n°2010-05, signale que alors qu'Odum est un tenant de la soutenabilité dite forte (la substitution du capital naturel est réduite), l'étude de Costanza se situe plutôt dans les approches de la soutenabilité faible.

⁹ Fiche de lecture C. Bidaud

¹⁰ Fiche de lecture C. Bidaud

2.1.3 Services des écosystèmes et évaluation

Dans le rapport du SCEPT de 1970 qui mentionne pour la première fois les « environmental service », comme dans le chapitre sur les services des écosystèmes de Monney et Erlich dans l'ouvrage de Daily en 97, l'importance des services est mentionnée sans intégrer leur évaluation monétaire. Même si les auteurs signalent qu'une évaluation du coût de remplacement serait utile, le rapport SCP ne discute pas la question de l'évaluation, qui n'est pas renseignée faute de temps et de données, mais la valeur potentielle est reconnue. Il n'est pas explicité que le remplacement artificiel de ces services sera plus onéreux que le maintien de ces services, comme c'est le cas dans les textes portant sur la conservation et les fonctions des écosystèmes. C'est un discours peu alarmiste et prudent. On est encore dans une vision de l'homme et de la technologie toute puissante qui peut reproduire (en mieux ?) la nature. Les dégradations environnementales sont reconnues mais pas encore irréversibles « *Man does not yet threaten to annihilate natural life on this planet* » (p125).

Un des premières références à la sous-évaluation monétaire des nature's « services » (sans employer le terme ecosystem services mais mentionnant des fonctions en tant que « service ») est Westman en 1977, un écologue (Westman, 1977). L'approche d'Odum sous forme d'évaluation énergétique est aussi à noter, le critère unique de l'évaluation étant ici l'énergie et non la monnaie.

L'article de Costanza *et al.* (1997) dans *Nature* semble être un marqueur du débat sur les services écosystémiques et leur évaluation et va engendrer des débats dans les milieux académiques. Les auteurs estiment la valeur annuelle des SE au niveau mondial à 1.8 fois la valeur du PIB mondial (63% pour les SE marins et 37% terrestre). La principale conclusion des auteurs est qu'une grande part de ces SE provient de SE non marchands et donc s'ils étaient incorporés au marché, le système des prix actuels (y compris salaires, taux intérêt, profit...) serait très différent, le PIB mondial plus important et d'une composition très différente. Cette évaluation fusionne un cadre de systématisation des services issu de l'écologie et une approche économique de type coûts-avantage, qui était en plein développement dans le champ de l'économie de l'environnement.

Le Millenium Ecosystem Assessment, nouveau processus d'évaluation amorcé en 1998 et terminé en 2005, ira plus loin dans une vision systémique des SE et la formulation d'un cadre global en y adjoignant une approche en termes de scenarii d'évolution. En cela, il répond à ce qui constituait deux des nombreuses controverses scientifiques sur l'article de Costanza¹¹: une vision du futur réduite à une actualisation monétaire sans prise en compte des diverses échelles temporelles spatiales, des seuils, des irréversibilités ¹²et de la résilience des écosystèmes (Gunderson & Pritchard, 2002); une absence de base de référence pour l'évaluation.

2.1.4 La définition du MEA (2005)

La définition du MEA des services écosystémiques (bienfaits que les écosystèmes procurent aux êtres humains) semble être l'objet d'un consensus (entretiens G. Peterson, C. Perrings).

¹¹ P Méral, document de travail Serena n°201-05.

¹² Entretien Gunderson

G. Peterson note cependant un besoin pour une définition *plus articulée* avec le social, plus connectée avec le bien-être humain. Cela nécessite une approche des capacités, des besoins matériels mais aussi des relations sociales. Ainsi, Egoh *et al.* (2007)¹³ proposent une nouvelle définition : *“We define ecosystem services as ecosystem functions that provide benefits to humans i.e. a human beneficiary (current or future) must be explicit”* (p715).

L’absence d’articulation avec le social est mentionnée par expert du MEA¹⁴ qui signale que le MEA ne considère pas le fait que les écosystèmes puissent être un danger pour l’homme. Il évoque ainsi le désaccord qu’il a eu avec des représentants de l’UICN pendant le MEA à ce sujet. Le MEA porte une vision non équilibrée, subjective et idéologique avec des écosystèmes qui ne sont source que de services alors que les écosystèmes sont aussi une source d’effets négatifs (zones humides, rivières qui débordent, forêt dans laquelle on attrape des maladies...). *« On ignore volontairement un tas de problème, et ça ce n’est pas correct de la part de scientifiques... »*. Ainsi, les zones humides sont sources de services positifs (biodiversité) mais elles sont également les premières sources de maladies parasitaires en zones tropicales. La protection de ces zones humides devrait impliquer en parallèle un programme de santé publique pour prévenir ces maladies auprès des populations. *« Pour moi c’est clair [il faut un programme de santé publique], si on parle du bien être de l’homme, c’est quand même le but du Millennium, on est d’accord ? Mais il y a un refus de prendre en compte ces questions »*.

2.1.5 Et en France ?

Remarquons l’arrivée tardive du concept de services écosystémiques en France (Aznar *et al.*, 2010). La notion de service y relèverait plus du champ de l’écologie forestière et de l’agronomie à tendance écophysiologique (nature ouverte, écosystème non-anthropisé) alors que la notion de fonction viendrait de l’écologie des savanes¹⁵. Le terme de services écosystémique est utilisé à partir de 2000 au CNRS, même si la problématique des relations sociétés-environnement semblait posée dans les travaux du PIREN dès la fin des années 70.

2.2 Distinction entre service écosystémique et service environnemental : une absence de consensus

Si la définition des services écosystémiques semble bien établie, en dépit de la diversité de ses origines, et constitue même pour certains *« une consolidation conceptuelle forte »* (entretien G. Peterson), il n’en est pas de même des services environnementaux et de la distinction entre services écosystémiques et services environnementaux, qui sont encore non stabilisés (Fisher *et al.* 2007).

- Pour la FAO (2007), *« le sous-ensemble des services écosystémiques caractérisés par des externalités est désigné sous le nom de « services environnementaux »* (p.6). Cette notion se situe donc bien dans le continuum de l’évaluation monétaire.
- S. Wunder qui en 2005 sera l’auteur d’une des 2 publications importantes quant à la mise en politique de la notion de service environnemental au travers des paiements pour services environnementaux, justifie le recours à cette notion plutôt qu’à celle de services écosystémiques. Cette dernière rendrait trop compte de la complexité des

¹³ Fiche de lecture C. Bidaud

¹⁴ Entretien C. Lévêque

¹⁵ Toillier et Serpantié, note de synthèse Serena n° 2010-02;

relations entre composantes des écosystèmes alors que l'objectif est de s'intéresser à un service bien identifié.

- Lugo (2008) définit les services écosystémiques comme étant les bénéfices que les populations tirent des écosystèmes tandis que les services environnementaux seraient les bénéfices fournis par l'homme aux écosystèmes (Lugo, 2008)¹⁶.
- Mollard (2003) dans le domaine de la multifonctionnalité en agriculture utilise la notion de services environnementaux, présentés comme équivalents des services écologiques, mais préférés à ces derniers, en ce qu'ils « évoquent mieux la composante anthropique des agroécosystèmes »¹⁷.

Nous posons l'hypothèse d'un glissement sémantique de service écosystémique vers service environnemental associé et à un glissement d'arène, de celle de la conservation (avec un changement de paradigme) vers celle de l'agriculture. La transition du MEA (2005) qui évoque les « ecosystem services » au rapport de la FAO (2007) qui emploie la notion d'« environmental service » doit être notée.

La question des services rendus par les écosystèmes a longtemps été dominante dans le domaine de la conservation. L'emploi du terme de « service écosystémique » renvoie à une démarche générale qui vise montrer les services rendus par les écosystèmes en vue de justifier la conservation. Or depuis le début des années 2000 et les premiers travaux menés en 2002 dans la suite des travaux de Daily par Heal, Landed Mills et Porras (2002), Pagiola et al (2005), on note un changement de paradigme dans la conservation. En place d'une approche intégrée de la conservation, l'intérêt porte sur des composantes séparés et identifiables ou « services environnementaux » en vue de paiements directs à des acteurs pouvant en assurer le maintien. Avec la notion « service environnemental », le fonctionnement de l'écosystème n'est plus le centre d'intérêt¹⁸.

Le terme de « service environnemental » employé dans le domaine agricole, revêt la même acception : il s'agit ici d'un service rendu par l'agriculteur en vue de protéger l'environnement, terminologie utilisée dans un argumentaire général visant à justifier le soutien à l'agriculture (FAO, 2007) ; Le Vert 2009). Mais notons cependant que si le rapport SCEP de 1970 est considéré comme le premier rapport scientifique à parler de la notion de « environmental services », ceci est à rapprocher du fait que les domaines d'application sont essentiellement ceux des pollutions agricoles et industriels (DDT, mercure, pétrole, phosphore...).

Ce glissement vers la notion de service environnemental pour considérer les questions agricoles s'est donc accompagné d'une transition vers la notion de transaction monétaire portant sur des éléments des écosystèmes. Comme le mentionne B. Hubert¹⁹, on parle en effet de Paiement pour Service Environnemental et non de Paiement pour Service Ecosystémique (Intervention B. Hubert, atelier concept).

¹⁶ cité par Delaporte, 2009.

¹⁷ Fiche de lecture E. Valette

¹⁸ Cf Bonin, et al. Note de synthèse Serena n° 2010-05 et les interventions B. Hubert et Ph Méral durant l'atelier concept

¹⁹ Lors de l'atelier concept Serena ; Bonin, et al. note de synthèse Serena n°2010-02

2.3 Un changement de paradigme dans la conservation

Ce changement de paradigme, qui soutiendra le développement de la notion de service environnemental, intervient dans deux domaines²⁰ :

- En économie quant au lien entre conservation des écosystèmes et développement. On observe dès les années 2000, une remise en cause des approches, mais aussi des dispositifs), visant à la conservation des écosystèmes par des activités économiques induites directement et indirectement par la conservation (le développement), au profit de la reconnaissance et la rémunération directe de pratiques en lien avec le maintien d'un service identifié (Pagiola et al, 2005)²¹.
- En écologie, avec une vision positiviste en termes des liens directs entre services écosystémiques et biodiversité, qui sera cependant vite remise en cause (Rider, 2008)²².

Dans les années 80, la conservation des écosystèmes a été justifiée par les bénéfices environnementaux liés, souvent quantifié sous formes de dommages et de coûts évités sur des services des écosystèmes (Kramer et al. 1995). Le développement d'activités alternatives à l'usage des écosystèmes était vu comme une compensation au coût d'opportunité subi par les populations qui renonçaient à ces usages (Brandon, 1996). Les controverses porteront tant sur l'efficacité environnementale de ces dispositifs (dont les PCDI- projet intégré de conservation et développement ; ou les projets de CBRNM- Community-Based Natural Resource management ou encore l'écotourisme) que sur les méthodes d'évaluation des bénéfices, que sur les rapports de pouvoirs qu'ils révèlent (rôle de l'Etat, des ONG de conservation).

Le développement d'une rhétorique prônant le paiement et des incitations directes pour des services ciblés pour être conservés ou maintenus marque un changement de paradigme. Le service identifié peut être une fonction de régulation (fonctionnement hydrologique, carbone) comme mentionné dans plusieurs publications (Chomitz, Kumari, 1996, Pearce Bello, 1998) ou un ensemble de services (Heal 2002 ; Landed-Mills et Porras, 2002). On introduit alors le lien direct entre un service identifié, un (ou des) fournisseur(s) de ce service et un (des) demandeur(s), assurant cette rémunération (Pagiola et Platais, 2004).

La pertinence de l'usage de « services écosystémiques » dans le domaine de la conservation est à cependant à relativiser, du point de vue de l'écologie. Elle est remise en cause avec le développement d'une perspective de non-équilibre dans sciences écologiques, où le fonctionnement des écosystèmes est vu comme le résultat d'interactions opportunistes entre des populations d'espèces fluctuantes et instables (Rider, 2008)²³. Cet auteur montre la faiblesse d'une justification de la conservation de la biodiversité uniquement fondée sur les services écosystémiques :

- Elle tend à délégitimer toutes les valeurs associées à la biodiversité qui ne sont pas liées au bien-être matériel de l'humanité au profit de valeurs utilitaristes. On retrouve aussi une des critiques adressées à l'article de Costanza par Norgaard en 1998 (Norgaard 1998). On peut faire l'hypothèse d'une contestation fondée sur des visions

²⁰ Cf lors de sa conférence lors de l'atelier de juin 1998, Ann Kinzing discute ainsi, dans une perspective interdisciplinaire, le lien entre services écosystémiques- conservation- pauvreté.

²¹ Cf. fiches de lecture Froger et Legrand.

²² Rider, 2008, Fiche de lecture A. Caron

²³ Rider, 2008, Fiche de lecture A. Caron

plus constructivistes et éloignées de la vision à l'équilibre des promoteurs de la notion de SE dans le domaine de l'économie comme de l'écologie.

- Elle associe les SE à des fonctions particulières des écosystèmes qui dépendent étroitement de certaines espèces, dépendance qui n'est pas toujours bien comprise et scientifiquement prouvée et éprouvée. Cette incertitude scientifique légitime aux yeux de certains une approche visant à favoriser la biodiversité (spécifique) dans toutes les situations. Or le développement des sciences écologiques dans une perspective de non-equilibre tend à minimiser l'argument initial –et fondateur du lien entre SE et biodiversité- du risque que la perte d'espèces fait encourir au maintien des SE.
- de nombreux SE ne sont pas spécifiquement liés à des espèces et, partant, continuent à être fournis en dépit d'un déclin de la biodiversité, ce qui amène à discuter l'application du principe de précaution.

Dans ce domaine de la conservation, on peut faire l'hypothèse – que nous continuerons à explorer dans la suite des travaux d'analyse de la bibliographie au long du projet Serena- que la notion de SE a contribué, en dépit des controverses scientifique, à construire et souder des coalitions d'acteurs différents, venant du monde des bailleurs et organismes de la conservation, de l'économie des ressources et de l'écologie²⁴. Ann Kinzing a notamment mentionné lors de l'atelier de juin un projet pluridisciplinaire visant à interroger ces liens entre SE- biodiversité et développement et a présenté une métaanalyse des hypothèses de base sur ces liens. Les résultats de cette métaanalyse (basée sur des hypothèses issues de la littérature, ensuite soumises à l'évaluation d'experts) constituent une base de travail pour ces analyses futures dans Serena

2.4 Service environnemental et multifonctionnalité de l'agriculture

Quels liens entre les controverses autour de la notion de multifonctionnalité et de son usage et les débats autour des services environnementaux ? Quelle relecture de la multifonctionnalité à partir du concept de service environnemental, quels déplacements ? La revue bibliographique permet de commencer à explorer ces relations complémentaires, conflictuelles, évolutives entre multifonctionnalité et services environnementaux, même si peu de référence mettent directement en lien les débats autour de la multifonctionnalité et les services environnementaux.

La notion de multifonctionnalité a donné lieu à une grande diversité d'interprétations (Caron *et al.*, 2007) : nouvelle légitimation des barrières aux échanges et aux subventions agricoles (Potter & Tilzey, 2007 ; Potter & Burney, 2002) ; nouveau paradigme pour l'agriculture (Losch, 2004), renouvellement des politiques et des systèmes d'activité pour répondre aux attentes sociales ; moyen pour redistribuer des fonds aux zones défavorisées... En France, la notion de multifonctionnalité constitue le prolongement de réflexions qui ont précédé et suivi la Loi d'Orientation Agricole de 1999:

- mettant en avant les évolutions nécessaires de l'agriculture, son nouveau rôle et ses nouvelles fonctions (Neuveu, 1995 ; Hervieu, 1995 ; Pisani/Groupe de Seillac, 1994 ; Groupe de Bruges, 1996)
- ainsi et en parallèle et de façon liée, sur la « renaissance rurale » (Kayser, 1990), la « ruralité choisie » (Kayser *et al.*, 1994).

²⁴ Sabatier et la. 1993 ; Fiche de lecture D. Pesche.

Nous posons l'hypothèse que des visions différentes des liens entre multifonctionnalité et services environnementaux s'opposent avec :

1/ d'une part, une vision dans laquelle les services environnementaux sont une manière de corriger les effets négatifs de politiques sectorielles agricoles dont on ne modifie pas les fondements (vision en terme de services joints): « *Stewardship programs are required to counterbalance some of the economically depressing effects that more market-oriented farm policies could have on European agriculture* (Dobbs & Pretty, 2004, p.227) ». Selon cette vision, qui s'appuie sur l'analyse économique, dans le domaine de l'agriculture, la notion de SE est introduite par la mise en évidence des échecs des politiques mais aussi du marché dans la reconnaissance des externalités de la production agricole (Mollard, 2003). L'accent est à mettre sur l'offre de SE et pas seulement du point de vue de leur usage (cela rend service ou non) : les SE sont fournis sans coût de production spécifique par des agriculteurs ou des forestiers qui gèrent le foncier rural ²⁵. Ainsi en France, la question des SE paraît liée à l'émergence de la notion de multifonctionnalité de l'agriculture, alors qu'au niveau mondial, ces deux notions n'ont pas été reliées²⁶.

Hodge (2007)²⁷ s'inscrit dans un schéma de gouvernance incluant à la fois marché et régulations. Un processus de libéralisation des politiques agricoles est conduit et des politiques ayant comme objectif le développement durable sont mises en place. L'accent est mis sur le schéma institutionnel permettant aux différents acteurs à un niveau local de se coordonner pour prendre en charge un problème environnemental (« *adaptive co-management approaches* »). Cette « gouvernance de l'espace rural » s'établit dans un monde libéralisé. Ce contexte laisse une place au développement de marché de fourniture de services écosystémiques, mais cela pose des questions de justification sociale et technique. Il est nécessaire de définir des références concernant les droits et devoirs des propriétaires. Une gouvernance locale efficace de la prise de décision doit se mettre en place et intégrer une diversité de services écosystémiques et une connaissance de la dynamique des écosystèmes.

Selon cette vision, qui s'appuie sur l'analyse économique, on introduit la notion de SE par la mise en évidence des échecs du marché. Pour Mollard (2003), les services environnementaux sont des externalités. L'approche met l'accent sur les acteurs émetteurs d'externalités et non pas sur les écosystèmes en eux-mêmes. Le terme d'externalité désigne l'impact indirect (non intentionnel) sur un acteur économique (entreprise, consommateur...) de la production ou de la consommation d'un autre acteur. Ainsi, un agriculteur produit-il souvent à la fois les produits agricoles qu'il vend, des externalités négatives (pollutions de l'eau, de l'air ou des sols) et des externalités positives (paysage appréciés, biodiversité...). Ces externalités sont en général qualifiées comme des « services environnementaux » pour les externalités positives et comme des « maux environnementaux » pour les externalités négatives (par ex. Madelin, 1995). D'autres auteurs parlent de « service environnementaux positifs » et de « services environnementaux négatifs » (par exemple Mollard, 2003).

Si les agriculteurs délivrent des services environnementaux, reconnus par la société, apparaît la question de la façon dont sont délivrés, maintenus et rémunérés ces services. Ainsi, au-delà de l'identification des externalités, l'objectif central de ces travaux est de proposer des voies d'internalisation des externalités. C'est pourquoi ces travaux mettent l'accent sur les politiques environnementales permettant l'internalisation des externalités.

²⁵ Mollard 2003. Fiche de lecture O. Aznar.

²⁶ cf. compte-rendu de l'atelier concept Serena et Bonnal P. Document de travail Serena 2010-07.

²⁷ Ref fiche de lecture C. Mann

2/ d'autre part, une vision intégrée, dans laquelle les questions environnementales font partie des fonctions de l'agriculture (Hervieu, 2002). Le concept de multifonctionnalité est utilisé en premier lieu pour redéfinir la place de l'agriculture dans la société et ensuite comme un outil au service des politiques publiques agricoles. Cette vision intégrée était celle de la Loi d'Orientation Agricole française de 1999. Il s'agit d'un objectif de refonte en profondeur des objectifs et du contenu de la loi agricole. La notion de service environnementale n'est pas introduite explicitement, mais il est question « *des services que les agriculteurs – à titre individuels ou collectifs – peuvent offrir à la collectivité. Le tourisme rural en fait partie mais aussi l'entretien du paysage, la gestion du sol et du sous-sol, la préservation de la biodiversité...* » (Hervieu, 2002, p.5). On est bien dans une vision radicalement différente où le service est fourni, intentionnellement ou non par l'agriculteur dont certaines pratiques peuvent avoir des effets positifs pour maintenir ou développer des services écosystémiques.

Dans une vision différente, mais qui intègre les dimensions environnementales dans un système social et économique, Ploeg (2008)²⁸ définit un principe « paysan » face à « l'empire de l'agro-business ». L'ouvrage de Ploeg analyse la situation, le rôle et le sens du paysannat dans un contexte de globalisation, en particulier celui des « empires » des marchés agricoles et des multinationales de l'agro-alimentaire. L'argumentation est fondée sur trois études au Pérou, en Italie et au Pays-Bas. L'auteur montre comment les agricultures familiales du Nord et du Sud confrontées à la dépendance croissante de marchés globalisés adoptent ou réactualisent des formes de résistance ou de distanciation de la logique productiviste capitaliste. Le « principe paysan » se caractérise notamment par une relation de co-production avec la nature, la construction et autogestion d'une base autonome de ressources propres (terre, fertilité, travail, capital) ; une relation identitaire et symbolique à la terre, une responsabilité vis-à-vis des ressources naturelles, ainsi que des innovations technologiques de nature paysanne comme l'agro-écologie. L'intérêt de cette approche est de mettre en avant la notion de responsabilité,

Même si aucun lien n'est établi par cet auteur avec la multifonctionnalité, ni directement avec les services environnementaux, la description des relations de co-production avec la nature et de la gestion des ressources du « principe paysan » s'inscrit dans une vision des systèmes agricoles. Mais cette vision est présentée comme incompatible avec la mise en œuvre d'un processus de libéralisation des politiques agricoles d'une part et les démarches de SE pour corriger les effets négatifs de politiques sectorielles d'autre part. En effet, comment positionner un « service » dans ces relations de coopération et réciprocité, comme de partage de ressources ?

Le groupe Polanyi en 2008²⁹, s'interroge aussi sur la question de la monétarisation des services environnementaux avec des réflexions montrant l'impasse de la marchandisation de la terre et du travail. La problématique environnementale dans le domaine agricole se rapproche de la question de l'introduction du non-marchand dans ce domaine. Les travaux du groupe Polanyi montrent l'articulation entre les fonctions marchandes et non marchandes de l'activité agricole selon un processus dialectique et interactif au niveau des individus et des groupes socio-économiques. Au lieu d'une segmentation des politiques publiques, l'une visant à améliorer l'efficacité du marché, l'autre à recréer les liens sociaux détruits par le marché, le groupe Polanyi propose donc des politiques intégrées prenant en compte à la fois chacun des deux pôles de ce processus dialectique.

²⁸ Fiche de lecture E. Sabourin

²⁹ Fiche de lecture E. Sabourin et D. Pesche.

Mollard (2003)³⁰), qui privilégie le concept d'externalité qui permet de mieux cerner les modalités d'internalisation des services environnementaux, conteste le concept de multifonctionnalité sur deux points :

- en premier lieu, le contexte dans lequel le concept est né est montré du doigt pour son caractère normatif. Le contexte politique de la constitution du concept - justifier les aides publiques apportées à l'agriculture, dans le cadre des futures négociations internationales de l'OMC, en lui donnant de nouveaux objectifs- conduit à soutenir une agriculture multifonctionnelle considérée pour ses effets positifs, laissant de côté ses (nombreux) effets négatifs.
- en second lieu, la nature des liens entre agriculture et environnement est imprécise et peut « inclure des effets de nature très différente dont l'imputation à l'agriculture n'est pas avérée ». On touche à la délicate question de l'évaluation des services environnementaux de l'agriculture : la relation entre le montant des incitations financières reçues par les agriculteurs au titre de la multifonctionnalité et la « valeur » des externalités réalisées à travers leur activité de production est impossible à établir.

Le concept de service environnemental est présenté en équivalence au concept de service écologique, et n'est pas défini en tant que tel par Mollard (2003). Cette notion a surtout pour objectif de rendre possible l'évaluation du service environnemental rendu par l'agriculture, que celui-ci soit négatif ou positif. Mais le point fort de son analyse est qu'il conteste la définition selon laquelle les services « multifonctionnels » (et non environnementaux) de l'agriculture seraient des co-produits de la production agricole, dont ils seraient une sorte de « face cachée » non marchande. Pour lui, il s'agit moins du co-produit associé à une production agricole donnée, son caractère marchand ou non marchand, que du service qu'il peut engendrer. L'auteur introduit en outre la dualité entre approche intégrée d'une part et disjonction entre politique sectorielle et politique environnementale d'autre part, se retrouve dans la distinction de deux types de marché par Mollard (2003) entre marchés spécifiques et génériques. L'auteur montre ainsi que la problématique des externalités positives et négatives de l'agriculture est différente selon la structure des marchés –génériques ou spécifiques – visés par l'activité agricole et le degré de concurrence auquel les agriculteurs sont confrontés :

- *les marchés spécifiques* renvoient des marchés territorialisés de produits et services de qualité qui, en valorisant des ressources spécifiques, constituent un vecteur privilégié d'internalisation des externalités liées à l'agriculture. On retrouve la problématique des labels : le service environnemental est intégré à un ensemble de services fournis par l'agriculture et participant de la construction de l'offre territorialisée. Il montre que plusieurs méthodes permettent d'identifier cet effet de rente créée mais que la démarche est difficilement applicable pour les services strictement environnementaux qui restent hors marché. Ainsi insiste-t-il sur la nécessaire existence d'un émetteur et d'un récepteur : « *un service environnemental positif ou négatif n'est fourni par les co-produits de l'activité agricole que s'ils ont des utilisateurs dont le bien-être est affecté* ».
- *les marchés génériques* qui représentent la part la plus importante de l'agriculture. Ils correspondent à une agriculture dite intensive, aux systèmes de production réputés pour un ensemble d'externalités négatives. C'est sur ce type d'agriculture que porte le débat sur la réorientation des soutiens publics au titre de la multifonctionnalité. Or l'auteur démontre la difficulté d'internalisation des externalités dans le cas de ces marchés. Dans ce cas, la pression sur les prix et les coûts impose de facto le recours à

³⁰ ref fiche de lecture E. Valette

des politiques publiques comme mode privilégié d'internalisation. En effet les externalités, issues de la concurrence accrue au sein des filières sectorielles exposées à ces marchés, sont impossibles à corriger spontanément.

L'internalisation de ces externalités négatives se heurte à de nombreuses contraintes :

- la première a trait à la difficulté à quantifier le coût de ces externalités, selon que l'on considère le coût des solutions curatives (de la pollution par exemple), préventives ou encore le coût d'atteinte à la sante ou le coût de remplacement du service dégradé.
- la deuxième évoque la distance entre les solutions mise au point et préconisées par la recherche pour supprimer ou diminuer ces externalités et la possibilité de les faire adopter par les agriculteurs dans un contexte de marché concurrentiel, où les surcoûts sont à proscrire.
- Enfin, les contextes territoriaux diffèrent, complexifiant l'application de politiques régulatrices uniformes.

2.5 PSE

Nous avons mentionné que lors de l'étude du SCP, une des étude séminale pour la notion de SE la problème posé était formulé ainsi : quel est le coût de remplacement du service en supposant que le service a de fortes probabilités de s'éteindre, mais que l'on pourra reproduire sans grande difficulté ce service? Aujourd'hui la question est : combien paye-t-on pour garder ce service, sous-entendu qu'il est plus rentable de conserver le service que de le remplacer. Cette question introduit de façon directe l'évolution du débat sur les paiements pour services environnementaux (PSE), qui jouera un rôle dans la formulation de la notion de service environnementale³¹.

La définition des PSE qui sert de référence à de nombreux travaux est assortie de 5 conditions permettant de les identifier (Wunder, 2005, 2008)³²

1. une transaction volontaire
2. un service environnemental bien défini
3. achetable par au moins 1 acheteur
4. vendable par au moins 1 vendeur
5. à la condition que la transaction garantisse la réalisation du service.

Les acteurs en jeux sont donc des acheteurs (et bénéficiaires) et des fournisseurs de services identifiés. Mais Une différence fondamentale entre les PSE sur l'eau, le carbone et la biodiversité réside dans l'identité des bénéficiaires. Dans la plupart des cas, la différence est nette entre les PSE « eau » (bénéficiaires limités : entreprise, ensemble de consommateurs) et les PSE « biodiversité » ou « carbone/climat » qui, par définition, bénéficient à tous. Les formes institutionnelles associées seront très différentes dans les deux cas (arrangements bilatéraux d'un côté, ensemble de médiations de l'autre) (Karsenty, 2010).

La condition 2 « un service environnemental bien défini » met l'accent sur la nécessité de pouvoir quantifier le service comme dans le cas du carbone où l'on mesure la quantité de carbone évitée. Dans de nombreux cas, cela n'est pas évident et souvent on prend pour des certitudes scientifiques des services qui relèvent de l'imaginaire. Wunder (2005) cite le cas des services hydrologiques qui dépendraient du maintien de la forêt alors qu'en fait, l'eau est

³¹ Voir Karsenty, 2010, au sujet des PSE

³² Fiches de lecture Ph Méral, Sabourin, Jeanneaux, Toillier.

surtout fournie par les orages et le climat localement. Finalement, plus il y a d'incertitudes sur le SE plus grand est le risque de voir les interrogations des payeurs s'accroître et abandonner leurs paiements. De même, du côté des bénéficiaires, l'idée que l'eau potable en ville puisse être le résultat de l'action de paysans en amont parfois lointain n'est pas toujours intuitif. Il peut en découler soit des refus pour payer quelque chose qui apparaissait évidemment gratuit soit des comportements de passager clandestin.

La condition 5 est problématique. Elle suppose que les termes du contrat soient respectés et qu'il soit possible pour l'acheteur de vérifier à tout moment que le service est bien respecté, condition souvent difficile à remplir.

Wunder *et al.* (2008) ³³ distinguent :

- les programmes gouvernementaux (government-financed program). Dans ce cadre, c'est l'Etat qui finance les services environnementaux fournis ;
- les programmes que l'on pourrait qualifier d'action volontaire de fourniture d'un service (user-financed program). Le financement du service est assuré par l'utilisateur bénéficiaire du service. C'est en fait la situation du marché (ou d'un quasi-marché).

Les auteurs présentent un troisième dispositif qui correspond cette fois à un quasi service. Il ne peut pas être classé dans les deux catégories précédentes, notamment parce que l'adhésion volontaire au programme par les prestataires n'est pas assurée.

La discussion autour de 14 études de cas renvoie à celle de la pertinence de l'intervention publique ou du marché. Les auteurs défendent l'idée que les « users financed programs » sont plus efficaces (ils atteignent mieux les objectifs attendus) et sont plus efficaces (ils coûtent moins chers) que les « governments financed programs ». Les « governments financed programs » seraient cependant adaptés à certaines situations globales, et devraient adopter ce qui marche dans les users financed programs.

Les inconvénients du concept pour la rémunération directe de la conservation est posé avec la difficulté à mettre en œuvre une relation directe de paiement entre acheteurs (ou bénéficiaire du service) et prestataires, notamment dans les « users financed programs » (Wunder *et al.*, 2008). Dans leur étude sur le financement des aires protégées à Madagascar, le transfert financier sous forme de PSE des usagers de l'eau en aval, aux défricheurs potentiels en amont n'est pas envisageable dans un contexte de pauvreté (Carret et Loyer 2003)³⁴. A l'inverse, Vert *et al.* (2009) voit dans l'obligation réglementaire de compensation des impacts négatifs d'une activité économique sur l'environnement une source importante et pérenne de financement, capable de garantir l'essor et la généralisation de la rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture.

Ainsi, si les PSE se rapprochent des mécanismes de subvention par leur caractère incitatif et ils présentent des limites liés à la définition et la délimitation des services identifiés

- Manque d'additionnalité, c'est à payer pour une activité maintenant un service ou un état de service qui aurait été réalisée ou maintenue même en l'absence de PSE (Engel *et al.*, 2008), voire payer des paysans pour des pratiques qu'il a toujours faites (Wunder, 2005)
- Risque de déplacer des activités destructrices hors de la zone d'intervention du PSE (Engel *et al.*, 2008)
- Incitations perverses qui risquent d'induire une expansion d'activité destructive d'un service pour pouvoir accéder à un paiement (Engel *et al.*, 2008) ; Ainsi les

³³ Fiche de lecture P. Jeanneaux

³⁴ Fiche de lecture G. Serpantié

risque est de paiement à des destructeurs de l'environnement pour des pratiques qui parfois sont illicites sous prétexte que l'arrêt de leurs pratiques permet de maintenir certains SE (Wunder, 2005)

- En orientant les paiements vers les SE, on développe ou entérine des stratégies d'exclusion des populations les plus marginales comme les migrants qui n'ont pas de droits sur les terres.

Salzman (2005)³⁵ insiste aussi sur les limites de ce modèle pour identifier et reconnaître les SE avec l'apparition potentielles de comportements « déviants » alors que les paiements doivent « en théorie » favoriser des comportements éthiques.

³⁵ Ref fiche de lecture Ghiotti

3. MISE EN POLITIQUE DU CONCEPT DE SERVICE ENVIRONNEMENTAL.

Cette partie II examine dans un premier temps l'introduction des services écosystémiques et environnementaux dans les documents et stratégies de cadrage des politiques puis dans un second temps la traduction dans des instruments ou dispositifs de politiques publiques. En effet, la mise en agenda est une étape, parfois suivie de l'intégration (ou non) de la notion dans des textes de politique (documents de stratégie, textes de conventions internationales, textes législatifs au niveau national, etc.). L'intégration de la notion de SE dans un dispositif d'action publique est une autre étape, pas nécessairement liée à la précédente.

3.1 Introduction de la notion de service environnemental dans les débats politiques

3.1.1 D'une notion globalisante et uniformisante à des déclinaisons différentes dans les sous-domaines

L'analyse des liens entre forum scientifique, expertise et forum des politiques publiques du concept de SE demande des analyses spécifiques. Dans le domaine des SE, l'imbrication entre scientifiques promoteurs de la notion et « politiques » est très forte dès le début du processus (Pesche *et al.*, 2010).

Le Millennium Ecosystem Assessment constitue une étape clé dans la reconnaissance internationale du concept de service écosystémique. Le Bilan du Millénaire relatif aux écosystèmes a été commandé par le Secrétaire général des Nations Unies Kofi Annan en 2000 et effectué pendant la période 2001-2005, s'inspirant des contributions de plus de 1 300 auteurs et analystes du monde entier (pour une description plus détaillée, voir Méral, 2010). L'objectif était d'étudier les conséquences d'une modification de l'écosystème pour le bien-être humain et de poser les bases scientifiques des mesures nécessaires pour améliorer la conservation et l'utilisation durable de ces systèmes et leur contribution au bien-être humain. Ces travaux servent de référence et sont déclinés dans différents domaines d'application : dans le domaine agricole, la FAO publie en 2007 un rapport intitulé « *Payer les agriculteurs pour ces services environnementaux* » ; le Ministère de l'agriculture et de la pêche français produit une note de travail en 2009 sur « *La rémunération des services environnementaux rendus par les agriculteurs* » (Vert *et al.*, 2009).

Cependant, l'origine des PSE semble bien différente de celle des SE, ainsi que la littérature mobilisée dans les travaux sur les deux notions. Ainsi, les travaux de Pagiola du département environnement de la Banque Mondiale et de Wunder du CIFOR semblent être centraux dans la promotion des dispositifs de PSE dans le forum des politiques publiques. Mais, la filiation entre l'article de Costanza et ceux de Pagiola et Wunder ne semblent pas directe³⁶ ().

Les analyses de la circulation du concept entre le niveau international et l'Europe d'une part, entre le niveau européen et le niveau national au sein de l'Europe d'autre part, manquent. Ainsi si, l'agence européenne de l'environnement a annoncé la publication pour 2012 des

³⁶ L'article de Costanza n'est pas cité en référence dans les publications de Pagiola et Wunder.

résultats d'EURECA, the European Ecosystem Assessment, présentée comme la contribution européenne à la suite du Millennium Ecosystem Assessment (<http://eureca.ew.eea.europa.eu/>), initié à la demande du Secrétaire général des Nations Unies, la conduite des travaux semble difficile à mettre en place. En France, une déclinaison nationale du MEA est lancée, avec la forte mobilisation de bureaux d'étude, lui donnant ainsi une dimension plus technique.

En dehors de ces études globales, visant à un état des connaissances selon un cadre conceptuel, des études nationales sont développées depuis la fin des années 2000. Ainsi, dans le domaine de la biodiversité, et en parallèle au TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), le Centre d'Analyse Stratégique, une institution française d'expertise et d'aide à la décision qui relève des services du Premier ministre est mobilisée en 2009 et produit une synthèse « *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes ; Contribution à la décision publique* ».

Au Brésil, une étude du ministère de l'Environnement sur le paiement de services environnementaux est réalisée en 2008 par une équipe de chercheurs des CGIAR (CIFOR, CIAT et ICRAF). Cette étude prospective vise à étudier les conditions de fonctionnement de dispositifs PSE : l'analyse indique qu'en Amazonie brésilienne seuls les PSE de déboisement évité seraient économiquement compétitif et pourraient concerner de 8,3 à 13 millions d'hectares. Cependant les limites foncières sont fortes avec 53% de la zone potentielle est localisée sur des terres sans garantie juridique (Wunder *et al.*, 2008).

3.1.2 Une histoire plurielle qui plonge ses racines dans différentes arènes politiques

Comment est introduite la notion de service environnemental et paiement pour service environnemental (ou pas) ? L'arène est ici définie comme un espace d'échange d'idées sur les politiques publiques. Nous nous reprenons les mêmes thématiques utilisées pour présenter les références scientifiques en première partie. Les arènes relatives à la conservation et aux politiques agricole et forestière (aux niveaux internationaux et nationaux), sont les principales où sont discutées les questions liées à l'intégration des SE dans les politiques publiques.

Le concept de service écosystémique est lié au domaine de la conservation. Nous commençons donc par nous intéresser à l'émergence du concept dans ce domaine.

Pour la FAO (2007, p.8), les initiatives actuelles de PSE ont deux sources principales : la politique agricole en vigueur dans les pays de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) depuis les années 80 et les programmes de conservation des forêts lancés dans les années 90 en Amérique latine. Nous traiterons donc dans un second temps du domaine agricole.

Conservation

Dans le domaine de la conservation et des moyens de l'assurer, une littérature importante dès les années 80, justifie les aires protégées et les projets de conservation comme des dispositifs assurant la conservation mais permettant aussi des activités économiques induites directement ou indirectement par les aires protégées. Les débats ont porté sur la quantification des bénéfices environnementaux liés à la conservation (le plus souvent sous forme des coûts évités), et des coûts d'opportunité (les activités auxquelles on renonce en conservant). Ces

débats amèneront à introduire la réflexion sur les valeurs de non usages comme composante des bénéfices environnementaux.

Dans les années 80, il n'y a pas de référence aux paiements pour services environnementaux, mais est abordée l'intégration entre des objectifs de conservation et de développement via les questions de partage bénéfices de la conservation. Il peut s'agir des revenus issus des ressources conservées (ex : des projets de développement et conservation Intégrés ou PCDI ou encore des projets Community-Based Natural Resource management ou CBNRM ou encore de l'écotourisme). Il peut s'agir aussi de partage des taxes ou d'accès à des fonds de l'aide au développement (Parc de Korup au Cameroun). Ces formes de répartition font l'objet de débats scientifiques, comme les rapports de pouvoirs qu'elles révèlent : rôle de l'Etat, des ONG de conservation, la structuration des ruraux en comité de gestion des ressources.

Pour certains, l'introduction du concept de services environnementaux apparait comme le produit de l'échec des PCDI. Les politiques post Rio ont permis de développer les instruments visant la conservation par la réduction de la pauvreté : PCDI et gestion durable des forêts. Pourtant, ils n'ont pas réussi ni à gérer durablement les ressources ni à réduire la pauvreté par l'accroissement des revenus (Méral., 2010).

Face à ces critiques, on assiste (depuis 2002 environ) à une littérature croissante sur le recours à des politiques de conservation basées sur le paiement des services environnementaux. Plusieurs arguments sont avancés pour expliquer le recours à ces nouvelles politiques ;

- une efficacité plus grande des PSE : Selon Pagiola (2005), les PSE sont théoriquement plus efficaces que les outils politiques traditionnels et indirects de conservation (aires protégées, PCDI), car plus faciles à mettre en œuvre et à cibler.
- Un financement plus aisé de la conservation ; d'après Scherr *et al.*, (2005), les sources de financements pour la conservation de la biodiversité sont de plus en plus rares donc possibilité de trouver de nouvelles lignes budgétaires grâce aux PSE (Wendland et al., 2009³⁷).
- Une justification plus aisée ; en amont des questions budgétaires, le recours au concept de services écosystémiques est un moyen de légitimer la conservation de la biodiversité.

Une étude sur les plans de conservation montre que l'introduction des services écosystémiques reste cependant à relativiser. Egoh *et al.* (2007)³⁸ conduisent une analyse bibliométrique sur le web of science entre 1998 et 2005 (1998 est choisi car postérieure à la publication de « Natures' services » de Daily). Ils identifient 476 articles dans le domaine de la conservation et en sélectionnent 100 de manière aléatoire. 12 articles sont exclus de l'analyse car il s'agit de réflexions conceptuelles qui ne peuvent pas être localisées. 88 articles sont donc analysés afin de voir comment ils incluent les services écosystémiques. La conclusion des auteurs est que les services écosystémiques sont peu inclus dans les plans de conservation : « *Although ecosystem services are frequently mentioned in conservation assessments, they have rarely been included. Of the 88 conservation assessments reviewed, 20 (23%) referred to ecosystem services as part of the rationale for conserving biodiversity. Of these only 7 (8%) included services. Ecosystem services did not feature at all in the remaining 68 (77%) conservation assessments that we considered* » (p716) [...] « *Our extended search for studies that have included ecosystem services in conservation assessments located a total*

³⁷ Fiche de lecture A. Toillier

³⁸ Fiche de lecture C. Bidaud

of 16 assessments. Of these, the majority included cultural (10 (63%)), followed by regulatory services (8 (50%)), provisioning (7 (44%)) and supporting (2 (13%)) services” (p716).

Cependant, Egoh *et al.* (2007)³⁹ comme la lecture du rapport Carret & Loyer, 2003⁴⁰, conduit également à nuancer le recours aux concepts de SE et PSE dans le domaine de la conservation, au vu de l’illustration de la Politique nationale malgache. Pendant les années 1990, Madagascar aidé par l’APD (Aide Publique au Développement) de la communauté internationale a relancé la constitution d’un réseau d’aires protégées commencé dans les années 1930, pour un coût de 75M\$. La durabilité de financement d’un tel réseau, mais aussi, le financement des alternatives économiques au profit des populations pénalisées par les aires protégées (PDCI, elles aussi financées par APD), n’est pas acquise. Il convient donc de justifier de prolongations des financements publics et/ou de trouver de nouveaux mécanismes de paiement des frais de gestion et d’accompagnement économique des AP. Ce rapport d’experts internationaux (experts économistes Banque Mondiale et AFD) présente une analyse coûts/bénéfices des aires protégées à deux échelles 1) pour la nation : analyse du bénéfice net, 2) gains et pertes des groupes sociaux concernés. Le mot « service environnemental » n’est employé qu’à la fin du texte et associé à paiements (Paiements pour Services Environnementaux avec des majuscules). Cependant, ce mécanisme envisagé comme un paiement entre paysans gagnants et perdants est reconnu inenvisageable dans un contexte de pauvreté.

En revanche les auteurs parlent des « bénéfices nets » du réseau d’aires protégées en matière de protection des bassins versants, de protection de la biodiversité, d’écotourisme (récréation), tous enjeux assimilables à des services écosystémiques au sens du MAE. La référence aux services écosystémiques n’est cependant pas faite par les auteurs.

Dans le domaine agricole : multifonctionnalité, mesures agri-environnementales et services environnementaux

Ph Bonnal (2010) présente les modalités de l’apparition puis de la contestation de la notion de multifonctionnalité au niveau international (OMC), communautaire (UE) et français.

En France, les débats sont restés limités à un groupe d’expert jusqu’à la première moitié des années 90 (Hervieu, 2002). En 1996, le 50^e anniversaire de la FNSEA est l’occasion d’une demande d’une nouvelle loi d’orientation agricole. Le projet est initié par le ministre de l’agriculture sous A. Jupé puis repris par le gouvernement Jospin qui place la multifonctionnalité au cœur des débats, ce qui débouchera sur la Loi d’Orientation Agricole de juillet 1999. Prenant la suite de diverses mesures de développement rural mises en place par la PAC notamment financées par le FEOGA-orientation et le FEDER, l’Union européenne crée en 1999, lors du sommet de Berlin, le deuxième pilier de la PAC fondé sur le développement rural et la multifonctionnalité (Hervieu, 2002).

La fin des CTE en 2002 marque la fin de la tentative d’intégrer une approche globale et multifonctionnelle de l’exploitation agricole dans les politiques agricoles et rurales (Bonnal, 2010). La référence à la multifonctionnalité est définitivement évacuée dans la nouvelle loi d’orientation agricole de 2006 ancrant l’agriculture dans la culture entrepreneuriale compétitive (Bonnal, 2010).

³⁹ Fiche de lecture C. Bidaud

⁴⁰ Fiche de lecture G. Serpantié

Après un retrait, il semble que la multifonctionnalité soit de retour avec le rapport de la Banque Mondiale sur l'agriculture et le rapport IAASTD en 2008. La multifonctionnalité revient à l'agenda global (Intervention B. Hubert, cf. Antona *et al.*, 2010). Ce retour doit être nuancé : la multifonctionnalité a été supprimée au fil des nouvelles versions du rapport 2008 de la Banque Mondiale. Le mot multifonctionnalité n'existe pas dans ce rapport qui évoque une seule fois l'idée que la petite agriculture a une fonction économique, sociale et environnementale (Intervention D. Pesche cf. Antona *et al.*, 2010).

L'émergence du problème environnemental dans le domaine agricole ou la « question de la nature » (Hervieu, 2002) apparaît comme une des dimensions de la crise que connaît le monde agricole dans les pays développés : la rapidité en France du processus d'urbanisation et de modernisation de l'agriculture a profondément modifié les relations hommes-nature.

Si la multifonctionnalité de l'agriculture disparaît des politiques et de leur mise en œuvre, l'application de mesures environnementales demeure. En Europe, les réformes de la PAC ont introduit les mesures agri-environnementales. Les mesures agri-environnementales peuvent-elles être considérées comme un des dispositifs de PSE ? Peut-on qualifier de paiements pour service environnemental des dispositifs (comme les mesures agri-environnementales en Europe) où la notion de service environnemental n'était pas explicitement utilisé ? Baylis *et al* (2008) par exemple annoncent dans leur résumé : « *Agri-environmental policies (AEPs) in the United States and the European Union are examples of payments for environmental services that pay farmers to reduce the negative externalities of agricultural production, while serving as a means to transfer public funds to farmers* ». Cependant, la question de savoir si les politiques agri-environnementales en Europe et aux Etats-Unis répondent à la définition des PSE du CIFOR est discutée dans la suite du texte.

L'introduction de l'idée de rémunérer un agriculteur pour l'adoption de pratiques agricoles qui respectent l'environnement est liée à des problématiques locales de pollution de l'eau, perte de biodiversité, déprise agricole, etc mais s'inscrit aussi dans les négociations internationales de l'OMC. Dans un contexte de libéralisation des échanges et de remise en cause des aides à l'agriculture, l'enjeu est de positionner les mesures agri-environnementales et paiements pour services environnementaux dans la « boîte verte » de l'OMC.

Les politiques agri-environnementales sont très différentes en Europe et aux Etats-Unis : l'Europe se focalise sur les externalités qui sont des co-produits de l'intensification de l'agriculture alors que les Etats-Unis visent les effets négatifs de l'extensification qui utilise trop d'espace sensible d'un point de vue environnemental. Dans les deux cas, le rôle des lobbys agricoles cherchant à échapper aux contraintes environnementales et à capter des subventions est souligné. La longue histoire de soutien à l'agriculture rend difficile l'application du principe pollueur-payeur. Les politiques agri-environnementales européennes sont accusées de ne pas être suffisamment ciblées, induisant des impacts environnementaux discutables et des coûts de transaction élevés. Ces politiques peuvent être utilisées comme un mécanisme pour transférer un revenu à des producteurs agricoles, tout particulièrement dans les zones dites défavorisées de l'Union européenne, plus que pour la réduction d'externalités négatives mesurables (Baylis *et al.*, 2008).

Remarquons que l'argumentaire développé pour justifier la reconnaissance et le paiement de services environnementaux rendus par les agriculteurs est proche de celui qui était utilisé au sujet de la multifonctionnalité et des fonctions de l'agriculture. On constate un glissement dans le domaine agricole de fonction à service, alors que dans le domaine de l'écologie la distinction entre fonction et service est bien établie.

L'activité agricole va être de plus en plus sollicitée pour la fourniture de services environnementaux (Vert *et al.*, 2009). Le bilan de santé de la Politique Agricole Commune en 2008 témoigne d'un contexte propice au développement de mesures favorables à l'environnement : la Commission européenne a identifié six « nouveaux défis », dont quatre relatifs à l'environnement : biodiversité, gestion de l'eau, énergies renouvelables et lutte contre le changement climatique. Ceci est associé à une volonté de réorientation des aides avec un transfert de fonds du premier pilier au second pilier. Les montants financiers seront fléchés vers les mesures répondant aux nouveaux défis, qui incluent les mesures agri-environnementales existantes (Vert *et al.*, 2009). Pour A. Meybeck (cf. Antona *et al.*, 2010), la question des SE devient un sujet politiquement très lourd car elle émerge comme élément de justification de la PAC. L'aspect justification de financements apparaît comme point commun entre le domaine de la conservation et le domaine de l'agriculture (Comment financer durablement les aires protégées de Madagascar ? Apport de l'analyse économique ? Carret & Loyer, 2003⁴¹).

Les SE représentent (entretien de Marie Hrabanski avec AM. Isaac), une occasion à saisir pour améliorer le sort des paysans puisqu'ils permettent de ne plus seulement rétribuer les paysans sur le marché de l'offre et de la demande de biens agricoles. Il s'agit donc de reconnaître, selon elle, à travers les Services écosystémiques, l'existence de la multifonctionnalité de l'agriculture « *comme on dit en français* » et de réunir 3 visions, celle d'une agriculture qui produit, d'une agriculture qui fournit des services « en lien avec l'environnement » et la troisième de voir l'agriculture comme un droit à la sécurité alimentaire (les paysans remplissent une mission en termes de sécurité alimentaire).

Multifonctionnalité et services rendus par la forêt.

Il faut bien distinguer dans le cas de la forêt les courants de pensée des forestiers, gestionnaires, de ceux des conservationnistes qui voient dans la forêt un milieu à préserver et non à exploiter et gérer (ce dernier a été traité précédemment dans la partie « conservation »).

Au sein du courant des « forestiers gestionnaires », comme mentionné en première partie, les forestiers et l'écologie forestière ont développé à partir de la croissance de besoins en Europe, et en liaison avec l'aménagement du territoire les deux notions d'exploitation par l'homme des fonctions de l'écosystème, et de rôles ou fonctions voire de service de la forêt vis à vis du reste, (Intervention G. Serpantié, cf. Antona *et al.*, 2010).

Leur rôle est donc pionnier dans l'usage de la notion de service, d'abord développée sous les termes d'attente de la société vis à vis de la forêt. Ce rôle pionnier des forestiers peut s'expliquer de plusieurs manières : les forestiers ont été les premiers à s'intéresser aux traitements biologiques des maux de la forêt. La forêt a plus besoin de se justifier socialement que l'agriculture qui produit des biens alimentaires de première nécessité. Au XIX^e siècle, la forêt a été utilisée comme outil pour lutter contre l'érosion. Les réflexions sur les multiples fonctions de la forêt reviennent aujourd'hui (Intervention M. Jollivet, cf. Antona *et al.*, 2010). Des réflexions similaires sont conduites dans le domaine de la gestion des forêts tropicales paysannes. Pour Garcia-Fernandez *et al.*, (2008)⁴², le « *multiple use forest management* » est promu comme une alternative pour à la fois satisfaire plusieurs acteurs, produire des revenus

⁴¹ Fiche de lecture G. Serpantié

⁴² Fiche de lecture A. Toillier

locaux, et diminuer la déforestation et « dégradation environnementale ». En effet, le modèle de gestion des forêts tropicales dominé par l'exploitation forestière doit être remplacé par un modèle de gestion plus durable basé sur les usages multiples des forêts (collecte de produits ligneux et non-ligneux, valeurs sociales, culturelles, etc de la forêt). Mais le problème posé est sa mise en œuvre.

La forêt doit satisfaire les demandes de différents acteurs pour différents produits et services. Les forêts possèdent donc différentes valeurs qui doivent être gérées sur le long terme. Dans les traditionnels plans d'exploitation des forêts tropicales (pour le bois), des techniques d'atténuation des dommages causés par cette d'exploitation (sur les sols et la végétation) étaient proposés. Les valeurs liées aux produits non ligneux et aux SE étaient jusqu'alors considérées comme des incidences annexes. L'objectif de l'article est d'explorer les modalités de passage à un modèle de gestion de ces forêts qui combine valorisation du bois, des produits non-ligneux, des dimensions sociales... Garcia-Fernandez *et al*, (2008) ne définissent pas la notion de SE mais l'associent implicitement aux valeurs de la forêt qui peuvent être capturées par le marché, citées dans l'article : valeur de non-usage (volonté à payer, volonté à conserver les forêts pour les générations futures..), valeur d'usage sans extraction (recréation, séquestration du C. et « autres SE »), valeur d'usages avec extraction (bois, chasse, Non-Timber Forest Products).

Développement durable

L'émergence de la notion de développement durable et de l'idée d'un développement pouvant à la fois réduire les inégalités sociales et réduire la pression sur l'environnement a été progressive et longue, depuis la conférence de Stockholm en 1972 et la notion d'éco-développement. L'émergence de la notion est étroitement liée aux politiques de conservation, de gestion des ressources naturelles et de la biodiversité et au changement climatique.

Une définition du développement durable est proposée par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement (Rapport Brundtland) en 1987 : *“un développement qui répond aux besoins des générations du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs”*. Le deuxième sommet de la Terre en 1992, à Rio de Janeiro donne lieu à une “consécration” du terme et à sa médiatisation devant le grand public. La mise en agenda du développement durable est liée à des conventions internationales : convention sur la diversité biologique et agenda 21 principalement (1992). Aux niveaux nationaux, régionaux et locaux, le développement durable devient un champ politique qui se construit avec ses normes, ses experts, de nombreuses initiatives pour la définition d'indicateurs du développement durable.

Deux axes sont déterminants quand on considère le concept de services écosystémiques ou environnemental en référence au développement durable :

- Les SE peuvent venir comme élément de justification de politique de développement durable comme cela est le cas dans certains agendas 21, dispositifs d'accords volontaires.... Les services environnementaux peuvent constituer « de nouveaux habits » des promoteurs du développement durable. Néanmoins, les références mettant en lien les services environnementaux et le développement durable le font surtout pour contextualiser des travaux sur les SE (par exemple les PSE sont parfois justifiés dans le cadre du développement durable) et rarement pour questionner

l'origine des SE comme nouvelle modalité issue du paradigme du développement durable. Une analyse selon ce dernier angle d'approche pourrait être réalisée en partant de l'idée d'une segmentation de l'espace international par les grandes conventions après Rio. Il s'agirait d'analyser la densité de présence de la notion de SE dans chacun de ces sous-espaces de négociation. En effet, il semblerait que ce soit surtout dans la CDB et Ramsar (zones humides) que la notion de SE soit utilisée en tant que telle (pour plus de détail sur l'apparition des services environnementaux dans le droit international de l'environnement, voir Bonnin, 2010).

- Les services environnementaux apparaissent aussi comme une des composantes du DD parmi beaucoup d'autres (Rotillon, 2008⁴³). Après avoir passé en revue les différents courants de pensée positionnés sur la thématique du développement durable, G. Rotillon (2008) interpelle les principaux acteurs du développement durable : consommateur/citoyen ; entreprises ; gouvernements. L'enjeu est de transformer en profondeur les modes de production et de consommation. Pour Rotillon (2008), c'est au niveau national, et plus particulièrement, des pays développés que des initiatives doivent être prises. Cette initiative nationale serait en fait l'étape indispensable vers la construction d'une gouvernance mondiale, contrepoin indispensable à un marché mondialisé.

Cependant, le domaine du développement durable, ne semble pas avoir donné lieu à la production de politiques publiques, d'instruments de politiques en référence au concept de service environnemental. Nous n'y reviendrons donc pas dans la partie suivante.

3.2 Intégration des services environnementaux à des dispositifs de politiques publiques.

Les PSE ne sont qu'un type de dispositif mobilisant la notion de SE, certes le plus explicite. Cependant, la « mise en dispositif » des SE ne se réduit pas aux PSE

Après avoir donné une vue d'ensemble de mise en place de dispositif d'action publique de type PSE, nous verrons plus en détail ces dispositifs dans le domaine de la conservation et de l'agriculture. Nous élargirons enfin au domaine de la labellisation de produits ou services.

Paiement pour service environnementaux

Les PSE ont été élaborées/justifiées en grande partie comme de nouveaux instruments économiques de politique environnementale (de conservation en fait) dans des pays du Sud. Ils ont été présentés comme une alternative aux dispositifs visant la conservation par des projets de développement (PCDI) en préconisant le paiement direct des populations rurales pour l'arrêt des activités destructrices des écosystèmes ou pour inciter à des pratiques de reboisement et de bonne gestion forestière (Costa Rica). Les PSE fond partie des problématiques d'aide au développement (influence des bailleurs de fonds, rôle des ONG, marchandisation de l'aide...) et des débats sur les instruments de politique environnementale (plus direct que les PCDI, moins étatique que les subventions et autres taxes...).

⁴³ Fiche de lecture Ph Bonnal

On peut considérer les travaux d'économistes du département de l'environnement de la Banque mondiale en l'occurrence ceux de S. Pagiola en 2002 et de l'IIED (Landell-Mills, N., and I. Porras, 2002), comme marquant le départ des références bibliographique sur les PSE (la Banque ayant un rôle déterminant dans les orientations des flux d'aide et dans la sélection des instruments économiques à promouvoir dans les pays de sa zone d'intervention). Des réseaux internationaux comme le Katoomba Group (<http://www.katoombagroup.org/>) jouent également un rôle important comme forum d'échange d'idées et d'informations sur les marchés et paiements pour des services écosystémiques.

Le dispositif mis en place à Vittel (Perrot-Maître, 2006) commence dans les années 1980 (la proposition est faite aux agriculteurs en 1988). Il est qualifié de PSE *a posteriori*. Les expériences pilotes menées en France, au Costa Rica puis au Brésil peuvent constituer des marqueurs de cette mise en politique des PSE.

Dans les études menées au CIFOR, les Paiements pour Services Environnementaux (PSE) sont définis comme (Wunder, 2005) :

1. une transaction volontaire, où
2. un service environnemental (SE) bien défini –ou un usage pouvant assurer la fourniture de ce SE-
3. est « acheté » par (au moins) un client de SE
4. à (au moins) un fournisseur de SE,
5. si, et seulement si, le fournisseur de SE assure la fourniture ininterrompue du SE (conditionnalité).

Chaque point de cette définition revêt son importance. Pour qu'un PSE puisse être considéré comme tel, les 5 points doivent être vérifiés. Des mécanismes analogues existent, où le volontariat n'est guère de mise, où le service environnemental rémunéré est mal défini, où clients et fournisseurs sont difficiles à cerner, et surtout où la conditionnalité du paiement n'est pas la règle. Dans tous ces cas le dispositif est qualifié de pseudo-PSE et non de PSE au sens strict.

Dans les dispositifs, il faut également évoquer le mécanisme de développement propre (MDP) qui a été conçu en 1997 (Kyoto). Le service est la contribution à la régulation climatique, soit par la réduction des émissions, soit par l'absorption de carbone (i.e. plantations d'arbres). Ce n'est pas toujours classé dans les PSE dans la mesure où il est difficile d'identifier les bénéficiaires directs (tout le monde) qui seraient en même temps les payeurs : les paiements passent soit par une série de médiations (BioCarbon Fund de la Banque Mondiale qui joue un rôle de broker pour des entreprises ou des pays), soit par des entreprises compensant leurs émissions de gaz à effet de serre. Il s'agit d'un PSE « à part » qui a son système de régulation propre (le CDM Executive Board et les organismes spécialisés de la convention).

Enfin, les compensations volontaires carbone (par lesquelles une entreprise ou un particulier compense ses émissions) qui se calquent sur le MDP (sans les contraintes) doivent-elles être classées dans les PES ? Cela mérite une discussion ! (Karsenty A., 2010, comm. personnelle). On peut se demander, en effet, s'il s'agit d'un service environnemental réel (fausse équivalence entre les émissions et la compensation) ou d'un service communicationnel (pour les entreprises) ou d'un service « de bonne conscience » (pour les individus qui compensent leurs déplacements aériens).

Salzman (2005)⁴⁴, présente trois catégories de marché : **les marchés de compensation** (Mitigation markets) qui sont des marchés construits par les gouvernements ; **Business-to-business markets**, exemple de la source Perrier Vittel où interviennent des acheteurs et des vendeurs privés ; **Government payment markets** (cette 3ème catégorie correspond selon l’auteur à la configuration la plus courante, répandue). L’exemple mobilisé est celui de New-York dans sa stratégie de reconquête de la qualité de l’eau d’un bassin versant où la ville tire son eau potable.

Conservation et « multiple-use forest management »

La mise en agenda des SE dans le domaine de la conservation est issue a) d’un focus sur les questions de biodiversité ; b) de la promotion, avec la CDB, d’une approche contractuelle pour réguler les accès et usages à la biodiversité. Le passage de la biodiversité d’un statut de patrimoine commun à un statut sous souveraineté nationale, impose de nouveaux dispositifs à mettre en œuvre par les Etats. Le recours à des formes de contrats-type est privilégié par de nombreux pays dont Madagascar par exemple ; c) de la question de la sequestration du carbone.

Dans le domaine de la biodiversité, Lescuyer (2005⁴⁵), pour l’Afrique, comme (Guéneau et Jacobée, 2005 ; Hall, 2008 pour l’Amazonie brésilienne) témoignent d’une évolution historique des approches de conservation promues en forêt tropicale :

- Mesures de protection de la nature prises par l’état régalien, plus ou moins directives (aires protégées, assorties d’outils de contrôle) depuis les années 1970, mais ces approches sont fortement critiquées depuis la fin des années 1990.
- Elaboration d’arrangements institutionnels au niveau local pour une prise en charge plus ou moins indirecte de la biodiversité (dispositifs de propriété commune) qui peuvent être intégrées dans projets intégrés de conservation et de développement dans les années 1990 ;
- Valorisation marchande de la biodiversité, visant à modifier le comportement économique des acteurs, illustrée notamment par les PSE directs depuis la fin des 90 au Brésil.

Un début de l’approche par compensation monétaire apparaît au début des années 90, après la convention de Rio: la biodiversité est considérée comme un bien public et donne lieu à des transferts financiers Nord-Sud pour financer les aires protégées. Le mécanisme financier du « coût incrémental » mis en place par le GEF est une illustration de ce principe de répartition du financement, dans une optique de conservation et de développement durable. L’approche reposant sur une valorisation marchande est foisonnante actuellement, mais elle n’est rendue possible que par un processus de définition et de distribution de droits de propriété exclusifs et transférables sur la biodiversité, permettant d’identifier à la fois les acteurs « fournisseurs » de biodiversité et les consommateurs, et donc de payer les compensations (Boisvert et Caron, 2002).

Une évolution vers la rémunération directe dans le domaine de la biodiversité apparaît avec l’application de la CDB. La définition de la souveraineté des pays du Sud sur la biodiversité (auparavant patrimoine commun) rend possible la négociation des états avec des entreprises

⁴⁴ Fiche de lecture S. Ghiotti

⁴⁵ Fiche de lecture L. Eloy

privées pour l'accès à la biodiversité. Avec l'application de l'article 8j., ce sont des acteurs privés, en l'occurrence « les communautés autochtones et les populations locales », qui se portent offreurs de biodiversité et de savoirs associés sur le marché international permettant ainsi des contrats entre communautés et entreprises.

Lescuyer (2005) présente les mécanismes de rémunération directe proposés aux « offreurs » propriétaires de biodiversité pour compenser la perte de leurs droits d'exploitation des espèces et des espaces ou une restriction des usages de la biodiversité, qui aboutissent à une atomisation de la demande et de l'offre de biodiversité :

- Paiement pour bioprospection (contrats entreprises/états, ou entreprises/communauté)
- Concession de conservation (une ONG rachète les droits d'abattage et verse des compensations aux usagers d'un espace donné)
- Versement d'indemnités pour servitudes environnementales (conservation easement). Le propriétaire accepte contre rémunération, de ne plus exercer un de ses droits d'usage
- Achat de terre

Cependant, cette présentation séquentielle doit être nuancée par le fait que ces différents types d'instruments coexistent souvent et ne se remplacent pas les uns les autres : Matta *et al.* (2006⁴⁶), par exemple s'intéressent aux PSE comme dispositif venant en appui au fonctionnement d'un dispositif déjà existant qui présente des lacunes, celui de la gestion collaborative (ou communautaire) des forêts.

A partir d'études de cas locaux de contrats de gestion communautaire des forêts (Join Forest management en Inde), Matta *et al.* (2006) signalent que, dans le cas de forêts peu productives, ces contrats ne procurent pas de revenus aux populations locales en contre partie de leurs efforts de conservation. Les auteurs cherchent à identifier les services environnementaux rendus par les dispositifs de gestion communautaire des forêts et les bénéficiaires et qui pourraient faire l'objet de compensations économiques. Ils concluent que, pour compenser les efforts de conservation des communautés villageoises, il est plus simple d'évaluer les coûts d'opportunité de restriction d'usage des ressources forestières que de mettre en œuvre des actions d'aide au développement, dont les bénéfices, toujours d'après ces auteurs, ne peuvent pas être reliés aux efforts de conservation...

Toujours dans le domaine de « multiple-use forest management » (MFM), Garcia-Fernandez *et al.*, (2008), font une revue des mécanismes de marché permettant d'adopter des approches de gestion des forêts à usage multiple, combinant conservation de la biodiversité et responsabilité sociale avec des bénéfices financiers : certification forestière, PSE et pratiques de responsabilité sociale collective dans les filières de foresterie. Ils concluent que les dispositifs de MFM peuvent donc inclure des dispositifs de PSE pour la valorisation d'usage non extractifs.

En plus du rôle de la CDB, le déploiement des PSE visant la séquestration du carbone est mis en évidence (Stern, 2006) depuis les dernières années (reléguant souvent la biodiversité en deuxième plan). Il s'explique par l'émergence de sources de financement privé pour la lutte contre l'effet de serre (MDP, marchés volontaires). Ces derniers sont d'autant plus attrayants que les fonds publics alloués à l'environnement sont en diminution relative depuis les années 1990 (au Brésil notamment). Chapin (2004) montre en quoi la généralisation d'un sentiment

⁴⁶ Fiche de lecture A. Toillier

de « déception » au sujet des ICDP depuis la fin des années 1990, et la montée en puissance des grosses ONG internationales financées en partie par des entreprises, relance une approche conservationniste des questions environnementales au détriment des approches participatives qui cherchaient à composer avec les populations indigènes et traditionnelles d'Amérique latine (cf Enters et Andersen, 1999).

Garcia-Fernandez *et al.*, (2008), mentionnent cependant que les MDP issus des accords de Kyoto défavorisent les paiements pour SE issues des forêts, en comparaison au secteur de l'énergie et signalent que Le REDD bien que controversé, pourrait être un renouveau pour les approches de MFM.

Mesures agri-environnementales, multifonctionnalité et paiements pour services environnementaux

Les politiques agri-environnementales aux Etats-Unis et en Europe sont considérées par certains comme des exemples de paiement pour services environnementaux qui rémunèrent les agriculteurs pour réduire les externalités négatives de la production agricole tout en servant de moyen de transfert de fonds publics aux agriculteurs (Baylis *et al.* 2008 ; Vert *et al.*, 2009). Les instruments mis en place dans le cadre de ces politiques ne respectent souvent pas les cinq points de la définition du CIFOR et sont ainsi classés dans les pseudo-PSE et non PSE au sens strict.

L'expérience de la société Perrier pour la protection des eaux de Vittel dans les années 80 est un exemple de rémunération d'aménités agricoles par une société privée fréquemment cité : afin de s'assurer un approvisionnement en eau de bonne qualité pour son usine d'embouteillage, Perrier-Vittel a d'une part racheté 1500 ha de terres agricoles situées autour des sources, d'autre part passé des contrats de longue durée avec une quarantaine d'exploitants pour qu'il changent de pratiques agricoles.

Aux Etats-Unis, les servitudes sont des contrats de longue durée entre le gouvernement et l'agriculteur qui correspondent à une vente ou au don de droits spécifiques d'usage d'un terrain. Ces droits peuvent concerner la sécurisation de l'utilisation agricole ou la restauration des potentialités écologiques d'un terrain. Les marchés de crédits impliquent des arrangements entre des exploitants agricoles et des acheteurs de services écologiques ciblés et ont été mis en place sur le marché volontaire du CO₂, les marchés de la qualité de l'eau, de la biodiversité et des droits d'urbanisation négociables.

En parallèle, les paiements pour services environnementaux ont donné lieu dans les pays du Sud à de nombreuses mises en application et ont abondé une importante littérature (Engel *et al.*, 2008). Le cas du Costa Rica est souvent cité en exemple car ce pays a mis en place des paiements pour services environnementaux dès le milieu des années 1990. La convergence avec les préoccupations développées en Europe sur l'évolution des politiques agricoles est intéressante à souligner.

En 1992, les mesures agri-environnementales font partie des outils d'accompagnement de la politique agricole commune (PAC). Les mesures agri-environnementales en France ont été intégrées à un nouveau dispositif (le CTE) avec l'arrivée de la notion de multifonctionnalité. La mise en agenda de la multifonctionnalité de l'agriculture en France est en particulier liée à la Loi d'Orientation Agricole de 1999.

Son principal outil, le CTE (Contrat Territorial d'Exploitation) se situe dans la continuité des PDD (Plans de Développement Durable) dont une pré-étude de faisabilité a été mise en place dès 1992. L'origine des PDD est dans les limites des Mesures Agri-Environnementales (MAE) issues de la réforme de la PAC en 1992 : les bilans des MAE ont en effet montré que leur impact est limité par le fait que les mesures ne s'appliquent que sur une partie de l'exploitation agricole et par la dispersion géographique des agriculteurs volontaires qui ont participé à la démarche (Jauneau & Remy, 1999 ; ISARA/ACER Campestre, 1997). L'originalité des PDD est d'introduire une approche globale de l'ensemble de l'exploitation d'une part, de l'insérer dans le cadre de sa petite région d'autre part. Il s'agit de croiser la réflexion agri-environnementale avec une approche de développement local (Ambroise, *et al.*, 1998).

Les CTE, remplacés en 2003 par les CAD (Contrat d'Agriculture Durable) intègrent une partie économique et lié à l'emploi et une partie territoriale et environnementale avec des enjeux eau, sols, air, biodiversité, paysage, risques naturels, énergie dont la mise en œuvre passe par des mesures agri-environnementales.

Si la multifonctionnalité de l'agriculture disparaît rapidement de l'agenda ensuite, les mesures agri-environnementales demeurent. Des dispositifs existent actuellement dans la PAC pour la prise en compte de l'environnement par l'activité agricole. Leur impact semble limité et leur essor reste faible (Vert *et al.*, 2009) : les producteurs ne sont pas réellement incités à produire des services environnementaux, ce que déplorent les partisans d'une forte prise en compte de l'environnement par l'agriculture. Les mécanismes actuellement en place dans le cadre de la PAC apportent uniquement une compensation aux agriculteurs pour les contraintes environnementales à la production. Pour Vert *et al.* (2009), au-delà de la compensation, une logique de rémunération pourrait inciter les agriculteurs à produire plus d'externalités positives et permettrait ainsi d'atteindre de meilleurs résultats environnementaux. Pour d'autres, la mise en place d'un système de rémunération des services rendus par l'agriculteur pourrait indirectement affaiblir les exigences de conditionnalité minimale que doivent satisfaire les exploitations agricoles.

En effet, l'environnement est pris en compte par la PAC à travers les contraintes de conditionnalité et les mesures agro-environnementales.

Depuis la réforme de la PAC de 2003, les paiements directs attribués aux agriculteurs sont conditionnés au respect de pratiques allant dans le sens d'une meilleure prise en compte de l'environnement dans la production. Cette conditionnalité repose sur le respect des exigences réglementaires (5 directives européennes dans le domaine de l'environnement concernant la biodiversité, la protection des eaux souterraines, l'épandage des boues d'épuration, contre les nitrates et les substances dangereuses) et des normes de Bonne Conditions Agricoles et Environnementales. Le rapport de la Cour des Comptes Européenne⁴⁷, posant la question de l'efficacité de la conditionnalité, conclut cependant que l'impact environnemental du dispositif reste limité : les objectifs généraux de la conditionnalité, énoncés dans le règlement du Conseil, ne sont pas suffisamment bien définis pour être applicables directement par les exploitants. Par ailleurs, en l'absence d'indicateurs de performance, il est difficile d'en évaluer l'impact, et les contrôles actuellement effectués par les États membres ne sont pas suffisamment rigoureux. De façon plus générale, la conditionnalité ne constitue pas une incitation à la production d'externalités positives, mais un moyen de limiter les externalités négatives de la production agricole.

⁴⁷ Rapport spécial n° 8/2008, La conditionnalité est-elle une politique efficace ?, 2008, Cour des Comptes Européenne

Une autre entrée environnementale de la PAC est celle des mesures agro-environnementales, qui sont co-financées par les États membres dans le cadre de leurs plans de développement rural et qui sont de nature contractuelle. Les agriculteurs qui s'engagent, pour une période de cinq ans, à mettre en place des programmes de mise en valeur des milieux naturels et des paysages, qui vont au-delà des bonnes pratiques agricoles habituelles, reçoivent en retour des paiements qui compensent les coûts supplémentaires et les pertes de revenu agricole éventuelles.

Les dispositifs ont évolués depuis l'introduction des mesures agri-environnementales avec la réforme de la PAC en 1992 (Aznar et al, 2010) : Opérations Locales Agri-Environnementales (OLAE), Contrat Territorial d'Exploitation (CTE), Contrat d'Agriculture Durable (CAD), Mesures Agri-environnementales territorialisées (MAET).

Les MAE prennent de l'importance et sont de plus en plus utilisées. Les budgets consacrés à ces mesures sont en augmentation en application de la modulation (qui conduit à transférer des aides du premier pilier sur le second). Des retombées positives sont avancées en matière de reconstitution de haies, de lutte contre l'érosion, de protection de l'avifaune. L'évaluation⁴⁸ de ces mesures en fait ressortir cependant leur limite actuelle : une trop grande dispersion des moyens sur quelques mesures trop générales, un cadre contractuel qui rend très difficile une couverture territoriale, des contrats ne pouvant être étendus d'autorité à l'ensemble des agriculteurs d'un territoire donné, une durée des contrats trop limitée par rapport aux objectifs poursuivis, et enfin des obligations qui portent sur des moyens et non sur des résultats. De plus, l'approche retenue pour le calcul des aides est celle de la compensation des coûts et non de la rémunération d'un service. Le dispositif ne rend pas financièrement attractives les actions contractuelles et de ce fait le caractère incitatif est par nature limité.

Si le renforcement et une meilleure utilisation des mesures agri-environnementales est possible, d'autres modes de rémunération sont en réflexion, impliquant la mise en marché des aménités positives issues des terres agricoles et de l'évaluation de leur valeur. Pour un service spécifique, localisé et intéressant des acheteurs potentiels, les systèmes de marché et de contrats peuvent être utiles. Ils sont cependant considérés comme inadaptés lorsque les services fournis ne trouvent pas d'acheteur particulier ou ne répondent pas à une obligation de compensation (maintien de troupeaux pour lutter contre l'embroussaillage par exemple). Dans ce cas, l'intervention publique (par exemple via le second pilier de la PAC dans le contexte européen) semble nécessaire pour garantir la fourniture de ce type de services plus globaux (Vert *et al.*, 2009).

Labellisation environnementale autour de produits et services

Ce sous-domaine renvoie à des initiatives privées de valorisation commerciale de produits ou services. Les pouvoirs publics interviennent cependant dans les définitions réglementaires des normes d'appellation d'origine ou de production en agriculture biologique. L'introduction des questions environnementales dans les appellations d'origine est récente et sera l'objet d'une analyse spécifique dans le projet Serena. La notion de service environnemental peut être reliée au système productif qui utilise l'écosystème et notamment contribue au maintien de la qualité de cet écosystème.

Dans ce sous-domaine, on étudie les dispositifs relatifs à la labellisation "services environnementaux" des produits et services vendus sur des marchés alimentaires ou non. Il

⁴⁸ Oréade-Brèche, novembre 2005, Évaluation des MAE - Évaluation ex post des MAE du PDRN.

s'agit notamment des produits sous label (IGP, AOP, AOC, Max Havelar, Agriculture biologique...) et des services sous label (marque parc, gîte panda...). Il s'agit d'un domaine très large, mais il est en forte expansion, tant dans la littérature que dans les dispositifs concrets, au niveau européen et au niveau international (ex : Costa Rica).

Cerdan & Vitrolles (2008⁴⁹) proposent une étude d'indication géographique au Brésil. La valorisation d'un produit par l'origine conduit à réfléchir sur la capacité des acteurs à internaliser les valeurs environnementales du territoire. Les indications géographiques sont considérées dans l'optique de la légitimation de certains dispositifs d'échange en lien avec de nouveaux objectifs environnementaux ou de développement territorial durable. A partir de cette étude, les auteurs montrent que l'on peut interpréter les services environnementaux en termes de différenciation spatiale et que la dimension historique est introduite par la sémantique de la dénomination géographique. Le service environnemental glisse vers une conception territoriale et n'existe que par ce qu'il se territorialise, les réalités locales resurgissent dans la construction de l'outil. Ce type de dispositif renvoie aux « marchés spécifiques » (marchés territorialisés de produits et services de qualité) de A. Mollard.

Au Brésil, une législation définit les indications de provenance. C'est une internalisation de l'accord des droits de la propriété intellectuelle touchant au commerce (ADPIC) négocié au niveau de l'organisation mondiale du commerce en 1995. En 2008, 4 produits agroalimentaires brésiliens bénéficient d'une indication de provenance : Vin do vale dos Vinhedos (2002), Café do cerrado (2004), Viande do Pampa Gaucho da campaha méridioane (2006), cachaça de paraty (2007).

Il y a au Brésil, une prise de conscience du devenir durable des territoires ruraux marginaux. Ainsi, de nouvelles fonctions et attentes sont formulées par la société civile et les acteurs publics à l'adresse du monde rural. À partir de l'étude de la pampa gaucha au Brésil (indication géographique Pampa Gaucho de Campanha Méridionale), les auteurs étudient la capacité des acteurs à mettre en œuvre des dispositifs d'échange de répondre aux enjeux du développement durable et au maintien de la tradition et de la culture locale.

La notion de service environnemental peut être reliée au système productif qui utilise l'écosystème et notamment la qualité des plaines en relation avec l'élevage extensif. La menace sur la qualité des sols provient de la dégradation importante des Prairies par la surexploitation et par l'introduction d'espèces exotiques notamment. Il n'est pas fait référence de service environnemental au sens strict. Par contre, la prise de conscience de valeurs environnementales (par les producteurs) est en relation avec le faible coût du système d'élevage extensif, qui permet une meilleure compétitivité qualitative de la viande.

⁴⁹ Fiche de lecture M. Dedeire

4. ACTEURS ET CONTROVERSES AUTOUR DE LA MISE EN AGENDA DU CONCEPT DE SERVICE ENVIRONNEMENTAL

4.1 Les acteurs des SE

Dans la revue bibliographique réalisée, les acteurs qui mobilisent le concept sont issus du milieu scientifique et de l'expertise, notamment dans les institutions internationales. Si des acteurs internationaux de nature très différentes sont cités (Banque mondiale, CIFOR, IIED...), aucune référence bibliographique n'analyse le rôle des institutions internationales et des réseaux d'institutions dans l'émergence et la circulation du concept. Au niveau européen, un entretien conduit auprès de l'agence européenne de l'environnement met en avant le rôle des ONG : UICN Europe comme porteur de la notion de SE, influence de Bird Life et Habitat Forum. A. Meybeck (cf. Antona et al., 2010) note l'influence de l'ONG « royal society for protection of birds » en Grande Bretagne dans les débats sur la réforme de la PAC. De même un expert français du MEA souligne le poids important des ONG dans le MEA (et pas uniquement l'UICN, mais également WWF et World ressources institut). Pour cet expert français du MEA, les ONG, *« font des évaluations scientifiques entre guillemets [...] je ne veux pas dire qu'ils font un travail scientifique de mauvaise qualité, mais je veux dire que leur travail est orienté, il est orienté, parce que le rôle des ONG ce n'est pas le rôle des scientifiques »*.

L'importance des processus de lobbying et de négociation dans la mise en place des services environnementaux est notée par plusieurs auteurs : Pour Grieg-Gran *et al.* (2005), un service environnemental est finalement fonction de l'information scientifique et d'un processus de lobbying et de négociation. L'influence du lobbying est particulièrement importante dans les initiatives basées sur des subventions, où de larges étendues de forêts sont « compensées » (Legrand et al., 2010) sans que soit spécifié quel service une forêt spécifique fournit à quel endroit. L'effet de ce lobbying est également important dans le domaine agricole.

Pour Branstromm (2001⁵⁰), sur l'exemple de l'Ouest de l'état de Sao Paulo où domine une agriculture à forte utilisation d'intrants, les politiques de PSE, tout comme les mesures de type « top down » promeuvent des schémas de gouvernance des ressources problématiques, principalement car ils sont dominés par les industries de canne à sucre et de pâte à papier. La grande dépendance des dispositifs de PES envers les problèmes environnementaux globaux néglige les échelles régionales et locales auxquelles se réfèrent les problèmes environnementaux dans la pratique. Il est donc nécessaire de se concentrer davantage sur la compréhension partagée (participation des acteurs locaux) des liens de causes à effet entre des dynamiques d'occupation du sol et problèmes environnementaux.

Cette revue bibliographique identifie cependant peu d'analyse des jeux d'acteurs de terrain, de la manière dont ils mobilisent le concept, le défendent ou le contestent. Ceci est l'objet de travaux dans la suite du projet Serena. Les recherches en sociologie et sciences politiques pourront être tout particulièrement utilisées ici (analyse des processus politiques ; forums hybrides), comme en économie (cf. les débats sur l'évaluation contingente et la scénarisation nécessaire pour cette évaluation). Une revue bibliographique portant sur la « fabrication des politiques », sur les feed-back entre forum académiques et forum politiques, sur le rôle des

⁵⁰ Fiche de lecture L. Eloy.

experts dans la conception et l'évaluation des politiques, sur les processus de justification des politiques et en particulier sur les façons de mobiliser les connaissances scientifiques (notamment en économie et en écologie) dans la justification des politiques a été conduite.

Dans la définition des PSE qui sert de référence à de nombreux travaux (Wunder, 2005), les acteurs en jeux sont des acheteurs (et bénéficiaires) et des fournisseurs de services

Une différence fondamentale entre les PSE sur l'eau, le carbone et la biodiversité réside dans l'identité des bénéficiaires (Karsenty A., 2010, comm. personnelle). Dans la plupart des cas, la différence est nette entre les PSE « eau » (bénéficiaires limités : entreprise, ensemble de consommateurs) et les PSE « biodiversité » ou « carbone/climat » qui, par définition, bénéficient à tous. Les formes institutionnelles associées seront très différentes dans les deux cas (arrangements bilatéraux d'un côté, ensemble de médiations de l'autre).

4.2 Les PSE : un idéal d'instrument de politique parmi la palette de notions et instruments mobilisés autour de la notion de service environnementaux ?

Les PSE dans le domaine de la conservation suscitent des avantages et des inconvénients.

Les avantages des PSE face à d'autres approches de conservation sont avancées (Wunder, 1995 ; Engel *et al.*, 2008).

L'opportunité faite aux populations locales d'obtenir de nouvelles sources de financement pour la conservation est mise en avant, au travers de partenariat public-privé, en mettant directement en relation les populations locales avec les financeurs avec un objectif clair (« je paie si et seulement si tu conserves ») et non plus par le truchement d'objectifs de développement local. De ce point de vue, l'apparition du concept de SE a permis à la communauté des financeurs de la conservation (bailleurs et ONG) de légitimer le paiement direct, et de le développer sur des bases qu'ils considèrent comme évidentes et acquises (Wunder, 2005). Mais les argumentaires développés pour montrer l'intérêt des dispositifs PSE face à d'autres instruments sont précédés de précautions indiquant que les PSE ne sont pas toujours la meilleure solution dans tous les contextes (nécessité d'un service bien défini et d'un acheteur prêt à payer bien identifié notamment).

Les PES sont considérés plus efficaces que les mécanismes de type « command and control » (CAC). Selon Engel *et al.* (2008⁵¹), les instruments basés sur les marchés sont plus flexibles que les régulations de type CAC qui fournissent des incitations identiques pour tous les fournisseurs de SE. En outre, l'efficacité des systèmes CAC peut être limitée du fait du faible niveau de gouvernance, des coûts de transaction élevés et des problèmes d'accès à l'information, l'absence de règles efficaces de suivi et mise en œuvre au niveau local.

Par rapport aux instruments de type « *Integrated Conservation and Development Projects* » (ICDP), l'argumentaire passe une mise en évidence de leurs limites : Engel *et al.* (2008) soulignent 1) que même si ces instruments ont été populaires, le taux de succès a été empiriquement limité, 2) le lien entre développement d'activités pour absorber la main d'œuvre locale et la conservation n'a pas toujours été clairement démontré, 3) les nouveaux revenus générés par ces projets peuvent être utilisés de manière complémentaire aux

⁵¹ Fiche de lecture JF le Coq

anciennes sources de revenus pour accentuer la pression sur les ressources naturelles, 4) la claire absence de principe de conditionnalité dans l'obtention des appuis.

Pour Wunder (2008), les mesures d'acquisition de terres pour la conservation ou des mesures similaires éliminent (ou au moins déplacent) des acteurs qui posent des problèmes d'un point de vue environnemental. Les acteurs chargés de la mise en œuvre d'un dispositif PSE à l'inverse cherchent à négocier pour travailler avec ces acteurs. Les PSE peuvent être moins coûteux et plus flexibles, même si les coûts de transaction peuvent être élevés et si l'acquisition de terre est plus directe.

Les PSE se rapprochent des mécanismes de subvention par leur caractère incitatif et présentent des limites (Engel *et al.*, 2008). :

- Manque d'additionnalité (payer pour une activité ou un état qui aurait été réalisé ou maintenue même en l'absence de PSE)
- Risque de déplacer des activités destructrices hors de la zone d'intervention du PSE
- Incitation perverses qui risquent d'induire une expansion d'activité destructive pour pouvoir accéder à des subventions...

Cependant, une approche en terme de combinaison d'instruments plutôt que de comparaison excluante d'instruments est encouragée. Les PSE opèrent dans des contextes où existent d'autres systèmes et l'un des enjeux de d'analyser les complémentarités et les conflits entre ces instruments (Engel *et al.*, 2008). Hall (2008⁵²) par exemple propose d'examiner le Paiement pour les Services Environnementaux comme complément aux Mécanismes de Développement Propre (CDM) du Protocole de Kyoto dans le cas de l'Amazonie brésilienne. Il fait référence aux succès partiels des premières propositions du programme du MMA pour les agriculteurs familiaux, des compensations indirectes pour Se des PDA (projets de développement durable du MMA) et du Pilot Programme to Conserve the Brazilian Rainforest (PPG7). Il reconnaît que les modalités de contrôle, suivi et évaluation ont été insuffisantes. Le programme Proambiente lui-même ainsi que les PES des gouvernements locaux pourraient être également accusés des mêmes lacunes.

Dans le domaine agricole, dans les mesures agri-environnementales, le paiement pour un changement de pratique est basé sur le coût du changement de pratique. Le caractère incitatif des PSE est un avantage par rapport à cette logique de compensation (Vert *et al.*, 2009).

Là encore, plutôt que raisonner en terme d'exclusion d'instruments, la volonté est d'identifier l'instrument adapté dans un contexte donné (mécanisme de marché si il existe des acheteurs bien identifiés ; intervention publique dans le cas de services globaux n'ayant pas d'acheteurs particuliers).

4.3 Controverses sur l'usage de l'évaluation appliquée aux écosystèmes services

L'évaluation économique des services écosystémiques soulève un ensemble de controverses:

- Certains estiment qu'il n'est pas possible ni souhaitable d'évaluer des valeurs intangibles comme la vie humaine, la beauté d'un site, etc....D'autres estiment que ces

⁵² Fiche de lecture E. Sabourin.

évaluations sont nécessaires afin de mieux intégrer les dimensions environnementales et sociales dans les jeux économiques et politiques, tout en reconnaissant les incertitudes et la complexité des calculs. La question de la nature de l'évaluation (monétaire, énergétique ?) est aussi l'objet de débats (Costanza *et al.*, 1997)

- Pour certains, l'environnement doit être protégé pour des raisons morales sans avoir à la justifier sur des bases monétaires. Ces arguments peuvent entrer en conflit entre eux comme par exemple l'immoralité de laisser quelqu'un mourir de faim alors qu'il pourrait exploiter un écosystème (Costanza *et al.*, 1997).

Une vision très critique de l'évaluation monétaire est présentée par Mc Afee (1999) : selon l'auteur, le paradigme économique-environnemental global réduit les organismes et les écosystèmes à leurs composant aisément fongibles, en assignant des valeurs monétaires calculées en référence à des marchés réels ou hypothétiques de ces composants. Prétendre fournir une métrique objective pour estimer les valeurs de toutes les composantes de la nature dans le monde correspond en réalité à déterminer des valeurs qui correspondent au pouvoir et au désir des élites internationales. L'auteur donne deux exemples qui illustrent ce propos :

1. Des touristes étrangers sont prêts à payer pour visiter pendant une journée la savane (au Botswana par exemple) autant que ce qu'un berger gagne en un an, donc la meilleure façon de « développer » cet écosystème est de mettre en place une entreprise d'écotourisme qui emploie le berger comme guide dans un « éco-safari ».
2. Même si des citoyens au Nord, de même que beaucoup de populations « traditionnelles » peuvent donner une grande valeur à des aspects esthétiques ou spirituels de la nature, ces valeurs ne peuvent pas être capturées, encore moins comparées en terme monétaire. Cela n'a pas de sens d'évaluer combien est prêt à payer un professionnel américain gagnant 60 000 dollars par an pour maintenir une écosystème tropical face au consentement à recevoir pour ceux qui perdent leur « patrie » ancestrale et qui ont peu ou pas de revenu monétaire et qui ont une vision du monde radicalement différente.

La mise en place des PSE interroge surtout la notion de service et de paiement. Diverses conceptions s'opposent :

- compensation à un renoncement de droit d'usage ou de propriété : logique de la revue Stern par exemple (ce qui pose la question des négociations pour établir les compensations acceptables).
- valeur du marché : pour le MDP par exemple, la T de CO₂ (équivalent) ayant une valeur de marché, les paiements peuvent être alignés sur cette valeur (qui n'est pas la valeur de service de régulation climatique -bien difficile à connaître- mais un prix d'équilibre offre/demande très spécifique).
- coût de changement de pratiques (exemple à Vittel et de façon plus générale dans les mesures agri-environnementales de l'Union européenne).

On remarque une disjonction entre le débat sur la valeur monétaire des SE et le montant des PSE : les « valeurs monétaires des SE » peuvent être utiles pour justifier le principe des PSE, mais les paiements ne s'alignent pas sur celles-ci. Cela minimise le rôle des experts et scientifiques dans les processus politiques, comme le montre bien l'exemple du Costa Rica où les montants ont été déterminés sur des critères plutôt politiques et financiers que « scientifiques ». Certes, dans les PSE « eau », on peut considérer que l'entreprise qui achète les PSE négociera jusqu'à concurrence du coût des solutions alternatives (filtrer l'eau, désenvaser le bassin, etc.), mais pour la biodiversité cette règle ne s'applique pas (CI,

Conservation international, fait à Madagascar des contrats de conservation essentiellement pour sauvegarder les lémuriens, mais les coûts des opérations dépendent du consentement à payer des Fondations, et non des éventuels bénéfices d'un éco-tourisme). Pour les PSE carbone, on sait que le prix de la T de CO₂ n'a rien à voir avec la valeur du service de régulation climatique liée à la non-émission ou l'absorption : la valeur devrait s'aligner sur le coût marginal des dommages du changement climatique induit, évidemment bien difficile à établir (Karsenty A., comm. personnelle).

Des approches géographiques, des méthodes d'analyse spatiale et de cartographie sont proposées (Liverman, 2004 ; Wendland *et al.*, 2009). Wendland *et al.*, 2009⁵³ cherchent à mesurer trois SE au niveau national à Madagascar (biodiversité, eau et carbone) par compilation de données dans un SIG et cartographie statistique. Des critères d'évaluation des SE sont basés sur les données disponibles (pour la biodiversité par exemple, présence d'espèces de mammifères, d'oiseaux et d'amphibiens inscrits sur la liste rouge de l'UICN). L'approche permet d'identifier et classer des sites forestiers pour la mise en œuvre de PSE, en fonction du couplage possible entre plusieurs SE avec la conservation de la biodiversité. Cependant, la cartographie obtenue présente de nombreux biais liés à l'hétérogénéité de données obtenues au préalable par d'autres personnes. Cette démarche n'intègre par ailleurs aucune prise en compte des jeux d'acteurs dans la fourniture des SE.

4.4 Controverses sur la marchandisation de la nature

Mc Afee (1999) parle de « ecological services » dans une dénonciation générale de la privatisation et de la marchandisation de presque tous les aspects de la nature (« *from molecules to mountainscapes, from human tissues to the earth's atmosphere* »). Privatisation et marchandisation de la nature favorisent une vision de l'écosystème comme source de biens pouvant satisfaire la demande de consommateurs étrangers plutôt que comme base pour la vie locale et nationale.

Les institutions environnementales supranationales (Convention de la diversité biologique et banque mondiale « verte ») cherchent à réguler les flux internationaux de biens naturels à partir de ce que l'auteur appelle « *green developmentalism* » et d'un paradigme d'économie de l'environnement post-néolibéral (il s'agit d'un paradigme post-néolibéral et non néolibéral car il essaie d'introduire les interactions économie-environnement et car il admet que le marché dans le domaine environnemental nécessite une planification et une intervention institutionnelle). « *Green developmentalism* » est un ensemble complexe d'institutions, discours et pratiques qui cherchent des solutions à la crise écologique par le marché. Il cherche à renforcer les droits de propriété, y compris les droits de propriété intellectuelle, cherche des méthodes pour quantifier les valeurs de la nature et des politiques qui permettent de prendre en compte les coûts et bénéfices environnementaux et d'organiser l'usage et les échanges du capital naturel. Les acteurs dominants de ce courant de *Green developmentalism* sont le département environnement de la banque mondiale, l'OECD et divers lobby comme l'organisation des industries américaines en bio-technologie et les industries en agro-chimie.

Une vision radicale et très critique de ce « *green developmentalism* » est présentée par l'auteur qui dénonce une utilisation des questions environnementales au service d'une expansion mondiale du capitalisme. Les rapports de force inégaux entre Nord et Sud dans le

⁵³ Fiche de lecture A. Toillier

domaine de la marchandisation et de la privatisation de la nature sont dénoncés. L'auteur souligne à plusieurs reprises dans le texte que marchandisation et privatisation de la nature sont associées à un creusement des inégalités Nord/Sud (mais aussi rural/urbain, propriétaires/sans terres...) et des injustices au niveau mondial. Aucun pays dans le monde n'a pris une place dans l'économie internationale en exportant des matières premières sur un marché libre. Les ressources génétiques n'ont rien de différent. Selon l'auteur, on a de bonnes raisons de penser que la bioprospection va connaître un cycle de boom/saturation du marché/faillite comme cela a été le cas pour le sucre ou le caoutchouc ou autres plantes tropicales miracles laissant les pays exportateurs appauvris et avec des écosystèmes dégradés. Le marché des ressources génétiques ont des chances de devenir un autre cas de ces stratégies (qui échouent toujours) de développement dépendant de l'exportation dans lesquels les priorités sont déterminés par l'extérieur plutôt que par rapport aux économies domestiques et aux communautés locales. « Green developmentalism » essaie de maintenir une séparation entre les problèmes environnementaux et les enjeux politico-économiques globaux, afin d'éviter tout changement socio-structurel, tout changement dans la distribution des pouvoirs économiques et les dans les flux de ressources.

L'émergence de mouvements de résistance au « *green developmentalism* » est soulignée. La convention sur la diversité biologique cristallise l'émergence de coalitions transnationales d'indigènes, de paysans, d'ONG qui mettent en avant des discours critiques et des pratiques alternatives à celle du « *green developmentalism* ».

Selon une même démarche de dénonciation de la marchandisation de la nature, pour Liverman (2004), dans de nombreux pays et institutions, il est largement admis que le moyen de protéger l'environnement est de donner un prix aux services rendus par la nature, d'attribuer des droits de propriété et de vendre ces services sur le marché global. Havey (2004) définit cette marchandisation et cette privatisation comme une stratégie d'accumulation par la dépossession où les états s'associent au capital pour piller la nature et les biens communs. La marchandisation de la nature est présentée comme une modification profonde des relations homme-environnement. La notion de service environnemental est introduite dans une présentation soulignant les risques d'une marchandisation de la nature.

4.5 PSE et lutte contre la pauvreté

Autre question très débattue (notamment au sein de la Banque Mondiale) : les PSE doivent-ils ne viser qu'un objectif environnemental ou aider aussi à lutter contre la pauvreté ? Les économistes de l'environnement de la Banque Mondiale (Chomitz, Pagiola) mentionnent que l'instrument ne peut pas servir plusieurs objectifs et qu'il faut des combinaisons d'instruments (ou de programmes complémentaires). Plus le PSE chercherait à atteindre des objectifs sociaux, plus il perdrait en efficience (résultats par rapports aux coûts) et efficacité (résultats par rapports aux objectifs) environnementales.

Cette position n'est cependant pas partagée par d'autres à la Banque, qui rappellent que le mandat de l'institution est de réduire la pauvreté et qu'il est difficile d'appuyer un instrument qui ne serait qu'unidimensionnel (objectif environnemental). Une étude montrant que les PSE au Costa Rica avaient bénéficié aux forestiers les plus riches et non aux plus pauvres a renforcé le poids de ces critiques⁵⁴.

⁵⁴ Zbinden, S. and D.R. Lee. 2005. Payment for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program, *World Development*, 33(2): 255-72.

Ce lien entre PSE et pauvreté peut être analysé selon plusieurs axes : l'impact sur les participants ; la question du calcul du coût de la compensation ; les limites à la capacité de négociation des « fournisseurs de SE » ; des coûts de transaction élevés. Ces facteurs interrogent l'arbitrage entre efficacité et justice dans la mise en œuvre des PSE et posent la question des développements choisis, en lien avec le poids des lobby dans la décision.

Pagiola *et al.* (2005⁵⁵) s'intéressent plus particulièrement aux impacts des PSE sur les participants : le calcul de l'effet direct du paiement suppose de prendre en compte ce paiement net du coût d'opportunité d'adopter l'usage de la terre requis dans le programme PSE, et de fait il peut y avoir une grande différence entre paiements brut et net.

Pour que le paiement ait un sens économique, il faut que :

Consentement à recevoir fournisseur < Paiement < Consentement à payer utilisateur

En pratique, les paiements sont plus près du consentement à recevoir des fournisseurs de services que du consentement à payer des utilisateurs, ce qui dénote une position de faiblesse des fournisseurs dans la négociation, due elle-même probablement à la plus grande difficulté d'évaluer objectivement le consentement à payer que le consentement à recevoir.

Pagiola *et al.*, 2005 reconnaissent à l'issue de leur tour d'horizon des travaux effectués sur la question qu'il y a encore peu de preuves que les PSE entraînent une amélioration des revenus des participants. Toutefois, un fait important semble acquis, à savoir l'effet positif des PSE sur la régularité des revenus proposés, surtout comparés aux revenus agricoles. De plus, les impacts non monétaires ne sont pas négligeables dans la mesure où l'environnement participatif créé autour des PSE permet de forger des relations de confiance et de construire un capital social utile aux participants.

L'équité d'une compensation « au coût d'opportunité » pour les populations les plus pauvres est également mis en cause : le coût d'opportunité monétaire sera faible (le manioc ne coûte pas cher...) mais le gel d'un droit d'usage comme le défrichement ou la chasse ôte aux pauvres des opportunités pour sortir de la pauvreté (Karsenty, 2007). Wunder (2005b) suggère également que les PSE auront le plus de chances de succès aux endroits où les profits attendus des usages autres seront relativement bas. Lorsque des forêts sont menacées de conversion pour produire des produits à haute valeur marchande comme le soja ou l'huile de palme, des incitations par PSE pour rendre la conservation économiquement attractive risqueraient d'épuiser très rapidement les fonds disponibles.

La corrélation des obstacles à la participation avec la pauvreté constitue une limite aux effets des PSE (Pagiola *et al.*, 2005 ; Grieg-Gran *et al.*, 2005⁵⁶) : insécurité dans la possession des terres, manque de droits de propriété, petitesse de l'exploitation, manque d'accès au crédit, faible capacité à influencer sur la formulation de règles. Ceci est illustré par l'exemple du Costa Rica où les petits paysans et les communautés indigènes ont été largement exclus du fait que l'agroforesterie n'a pas été reconnue comme éligible dans un premier temps ; mais elle l'a été par la suite, en 2003.

Des coûts de transaction élevés pourraient aussi limiter le potentiel des PSE dans la lutte contre la pauvreté. Wunder (2005b) note que ces coûts de transaction sont les plus élevés

Voir d'autres références et la synthèse de D. Kaimowitz dans son article : Kaimowitz, D (2008) 'The prospects for REDD in Mesoamerica', *International Forestry Review*. 10(3)(2008):485-49

⁵⁵ Fiches de lecture G. Froger et T. Legrand

⁵⁶ Fiche de lecture T. Legrand.

lorsque de nombreux petits propriétaires sont impliqués, les droits de propriétés mal définis et les coûts de fourniture de l'information et des services élevés. Dans de telles conditions, il suggère que les bailleurs de fonds devraient financer les coûts de mise en place des PSE si les coûts récurrents à l'hectare permettent de justifier cet investissement.

Pour Wunder (2005b⁵⁷), les PSE vont nécessiter des choix difficiles entre efficacité et justice même si il serviront les objectifs climatiques et de conservation des forêts ils. Le bénéficiaire idéal de PSE n'est pas la communauté soucieuse de son environnement trop pauvre pour vraiment causer des dégâts aux forêts mais plutôt celui qui a suffisamment de capital pour acheter une tronçonneuse (ou plusieurs) et est sur le point de les faire fonctionner.

Wunder prédit que les systèmes les plus efficaces de PSE peuvent être contraire à des principes de justice car ils seront nécessairement ciblés sur ceux qui posent un risque réel sur l'environnement. Si une communauté vit en harmonie avec ses forêts, il semble juste de la récompenser pour sa gouvernance environnementale exemplaire. Malheureusement, de tels paiements n'achèteront pas « plus » de conservation, ne produiront pas plus de services et donc la communauté aura bien du mal à trouver des acheteurs. Au contraire, un éleveur qui est en train de couper sa forêt pourrait changer de comportement si les paiements proposés lui paraissent attractifs en comparaison des profits attendus de la conversion de la forêt en pâturages. Il s'agit là d'une question sensible qui renvoie à un débat éthique et politique

Kosoy *et al* (2007⁵⁸) illustrent ces questions en comparant trois études de cas de PSE relatifs à l'eau en Amérique centrale. Le résultat central de cette étude est que, dans la grande majorité des cas, les coûts d'opportunité sont supérieurs aux paiements, ce qui contredit la justification économique des PSE. Les PSE servent plutôt d'instruments de résolution de conflits amont/aval. Tout d'abord, il ressort des calculs de coûts d'opportunité que le degré de compensation est généralement négatif, ce qui met en doute les bases économiques des PSE. Plusieurs hypothèses explicatives sont avancées, tantôt en considérant les acteurs comme rationnels, tantôt en supposant une « rationalité limitée ». Le résultat provient peut-être d'un artefact méthodologique dû à une possible surestimation du coût d'opportunité de la protection de la forêt lorsque les profits agricoles sont retenus comme proxy. Ensuite, il est probable que les propriétaires de la terre tirent des avantages des forêts en termes de biens et services environnementaux (bois de chauffe, produits de la forêt, ombre, paysage). Autre hypothèse : une surestimation stratégique des consentements à payer pour obtenir des paiements plus élevés. Ensuite, il faut noter qu'une forme de rétribution non monétaire telle que la formation technique a été très appréciée par les acteurs. Enfin, si l'on considère les agents comme détenteurs d'une rationalité limitée, on peut voir le paiement comme un simple appui à une activité qui est de toute manière socialement désirable et qui serait entreprise même sans rétribution monétaire. Les auteurs étayaient cette dernière hypothèse en pointant l'importance, dans la mise en œuvre des bonnes pratiques, des habitudes sociales ou religieuses, la culture, la conscience des problèmes environnementaux, ou la présence de programmes d'éducation.

La mise en place des PSE soulève la question des modèles de développement encouragés : en Amazonie par exemple, une étude du Ministère de l'Environnement du Brésil sur le paiement de services environnementaux (PSE), réalisée par une équipe de chercheurs des CG (Cifor,

⁵⁷ Fiche de lecture A. Toillier.

⁵⁸ Fiche de lecture G. Froger

Ciat et Icrat) avait pour objectif de référencier, caractériser et si possible quantifier les facteurs qui délimitent le potentiel des PSE pour augmenter ou maintenir les ressources en carbone et biodiversité tout en améliorant les conditions de vie et de production de la population de l'Amazonie brésilienne (Wunder *et al.*, 2005). L'étude met l'accent sur les PSE de déboisement évité ou mécanisme REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries). Cette position peut être considérée comme représentant la position du lobby des forestiers et des grands propriétaires fonciers qui se sont dotés des meilleurs experts pour orienter l'application des instruments de la REDD au Brésil en leur faveur. D'autres alternatives consistant à rémunérer des systèmes de production alternatifs durables pratiqués et expérimentés par les agriculteurs familiaux sont ignorées : récupération et gestion écologique de pâturages, lutte biologique intégrée contre la cigale des pâturages, diversification des espèces de pâturages, agro-foresterie et systèmes intégrés de production en agro-sylviculture/élevage/aquiculture, semis direct et transition agro-écologique... Ces alternatives sont pourtant testées et validées par les ministères, universités et centre de recherche. Sont également ignorés des services environnementaux déjà assurés gratuitement et sans aide publique par les dispositifs collectifs d'agriculteurs de la région amazonienne comme des coopératives agro-écologiques.

4.6 PSE et droits de propriétés

La mise en place des PSE est liée à un appel répété à garantir une stabilité des droits de propriété (Pagiola *et al.*, 2005). Cette nécessité d'attribution de droits de propriété est aussi l'objet de controverses dans la mesure où le service environnemental peut porter sur une pratique, ce qui nécessite un droit d'usage, mais peut être mis en œuvre indépendamment d'un droit de propriété (Karsenty A., comm. personnelle).

Des effets négatifs sont cependant soulignés : une hausse de la valeur des terrains peut inciter des groupes puissants à prendre possession de la terre ; les pauvres sans-terre (donc non participants aux PSE) peuvent voir leur accès aux forêts restreint)

Pour Lescuyer (2005), les dispositifs de rémunération directe des propriétaires de la biodiversité sont potentiellement peu efficaces en Afrique centrale en raison de la superposition d'un système légal d'utilisation de l'espace (concessions d'exploitation, forêts communautaires) avec un ensemble de pratiques locales informelles d'utilisation des ressources, fondé sur l'interaction avec d'autres communautés. Les dispositifs proposés vont à l'encontre de la flexibilité des droits coutumiers sur l'utilisation des ressources. Ils seront donc soit contournés, soit, s'ils sont appliqués fermement, ils nécessiteront l'attribution de droits coutumiers à un groupe social plus restreint (ce qui risque d'engendrer des conflits). A ceci s'ajoute les phénomènes d'accaparement de la ressource monétaire par une poignée de dirigeants dans les communautés.

5. CONCLUSION

Cette première synthèse fournit des repères concernant l'émergence du concept de service environnemental, sa circulation et sa mise en politique. Des lacunes de connaissance ont cependant été identifiées.

Des glissements sémantiques entre services écosystémiques et service environnementaux ont été identifiés. Les différences ou similitudes entre services écosystémiques et services écologiques ne sont pas traitées.

La littérature en écologie a été peu explorée dans cette analyse bibliographique. Peu de référence portent sur la circulation du concept au niveau international, sur les passages entre niveaux (du niveau international au niveau européen, du niveau européen au niveau national par exemple). Ces questions seront l'objet d'analyses dans la suite du projet Serena.

Un travail de veille bibliographique et des entretiens seront poursuivis dans le cadre du WP1 du projet Serena en 2011 et 2012. Une synthèse des évolutions et nouveautés sera préparée en fin de projet et discutée lors des ateliers de fin de projet.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Antona M., Augusseau X., Barnaud C., Bonin M., Demené C., 2010. Compte rendu de l'atelier sur l'émergence du concept de service écosystémique/environnemental. Du 2 au 4 février 2010, La Grande Motte, 55p.

Aznar, O., Valette, E. et al., 2010. Emergence de la notion de Service Environnemental en France, Programme SERENA, Document de travail n°2010-02 : 66p.

Baylis K., Peplow S., Rausser G., Simon L., 2008. Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison. *Ecological Economics* 65(2008), pp.753-764.

Bonnal, P., 2010, La brève incursion de la multifonctionnalité dans le champ politique. Quels enseignements pour le débat sur la gestion des services environnementaux (SE/PSE) ?, Programme SERENA, Document de travail n°2010-07, 14p.

Bonnin, M., 2010. Genèse des services environnementaux dans le droit. 1 : L'apparition récente et emmêlée des services environnementaux dans le droit international de l'environnement. Programme SERENA, Note de synthèse, n°2010-05, 12 p.

Brannstromm, C. 2001. Conservation-with development Models in Brazil's agro-pastoral landscapes. *World development*. 29(8): 1345-1359.
(Fiche de lecture L. Eloy)

Brandon, K. (1996). *Ecotourism and Conservation: A Review of Key Issues*. Environment Department Paper No. 033. The World Bank, Washington.

Boisvert, V., Caron, A., 2002. Biodiversité et appropriation. Une mise en perspective du point de vue de l'économie, in Vivien, F-D. (Ed.), *Biodiversité et appropriation : les droits de propriété en question*, Paris, Elsevier, 87-113.

Callon M. et Rip A., 1992. Humains, non-humains : morale d'une coexistence. In: *La Terre outragée : les expertssont formels !* Theys J. et Kalaora B. (eds.), n°1, Autrement, Paris, pp. 140-156.
(Fiche de lecture W. Dare)

Caron, P., Reig, E., Roep, D., Hediger, W., Le Cotty, T., Barthélemy, D., Hadynska, A., Hadynski, J., Oostindie, H. and Sabourin, E., 2007. Multifunctionality: epistemic diversity and concept oriented research clusters. *IJARGE Special Issue, Multifunctionality of agriculture and rural areas: from trade negotiations to contributing to sustainable development, New Challenges for Research*, vol. 7, n°4/5, pp.319-338.

Carret J.C., Loyer D., 2003. Comment financer durablement les aires protégées terrestres de Madagascar ? Apport de l'analyse économique. Paris, AFD, 47p. Document de travail préparé pour la Conférence de l'UICN sur les Parcs à Durban, World bank, Agence française sur le développement .
(Fiche de lecture G. Serpantié)

Cerdan C., D. Vitrolles. 2008. Valorisation des produits d'origine : contribution pour penser le développement durable dans la pampa Gauche au Brésil, *Revue Géocarrefour*, 83/3, 191 – 200.
(Fiche de lecture M. Dedeire)

Chomitz, K. and K. Kumari, (1996). *The Domestic Benefits of Tropical Forests: A Critical Review Emphasising Hydrological Functions*. Policy Research Working Paper 1601. Washington DC: World Bank.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Graso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P. et M. van den Belt, 1997, "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature*, vol.387, pp. 253-260.
(Fiche de lecture P. Méral)

Delaporte A., 2009. Emergence et traduction dans les politiques de la notion de service environnemental. Préservation des écosystèmes et pauvreté : illustration au Brésil et au Costa Rica. Master Recherche 2 – A2D2 Agriculture, Alimentation et Développement Durable, 77p.

Dezalay Yves et Garth Bryant, La mondialisation des guerres de palais : la restructuration du pouvoir d'Etat en Amérique latine, entre notables du droit et « Chicago boys ». Ed du Seuil, Coll. Liber, 2002.
(Fiche de lecture D. Pesche)

Dobbs T., Pretty J., 2004. Agri-Environmental Stewardship Schemes and "Multifunctionality". Review of Agricultural Economics, Vol.26, Issue 2, pp.220-237.

Dumoulin, L., La Branche, S., Robert, C. & Warin, P. 2005. Le recours aux experts. PUG, Grenoble.
(Fiche de lecture M. Hrabanski)

Egoh B. M. Rouget, B. Reyers, A. T. Knight, R. M. Cowling, A. S. van Jaarsveld, A. Welz. 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review.
(Fiche de lecture C. Bidaud)

Engel S., Pagiola S., Wunder S. (2008) Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues ecological economics 65 (2008) 663 – 674
(Fiche de lecture JF le Coq)

Enters T., Anderson J. 1999. Rethinking the decentralization and devolution of biodiversity conservation. Unasylva - No. 199 - Decentralization and Devolution in Forestry. FAO.

Ehrlich, P, A. Ehrlich, and J. Holdren. 1977. Ecoscience: Population, Resources, Environment, Sans Francisco/ W.H. Freeman.

Ehrlich, P. R., A. Ehrlich, 1981. Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. Random House, New York

Ehrlich, P. R., H. A. Mooney, 1983. 'Extinction, substitution, and ecosystem services', BioScience 33:248–254.

Ehrlich, P. R., E. O. Wilson. 1991. "Biodiversity Studies - Science and Policy." Science 253(5021):758-762.
(Fiche de lecture C. Bidaud)

FAO 2007. *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture : payer les agriculteurs pour les services environnementaux*. Rome: FAO.

Fisher B., Costanza R., Turner R.K. and P. Morling, (2007). Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making, CSERGE Working Paper EDM 07-04.

Garcia-Fernandez C., Ruiz-Perez M, Wunder S., 2008. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics? Forest Ecology and Management 256: pp. 1468-1476
(Fiche de lecture A. Toillier)

Ferraro P, Kiss A. 2002. Direct payments to conserve biodiversity. Science, 298: 1718–1719.

Godard, O. 1989. Jeux de nature : quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité. In Du rural à l'environnement. M. JOLLIVET and N. Mathieu. Paris, Association des ruralistes français / L'Harmattan: 303-342.
(Fiche de lecture D. Pesche)

Godard, O. 2004. De la pluralité des ordres - Les problèmes d'environnement et de développement durable à la lumière de la théorie de la justification. Géographie, économie, société 3(6): 303-330
(Fiche de lecture D. Pesche)

Grieg-Gran M., Porras I, Wunder S. 2005. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America
World Development Vol. 33, No. 9, pp. 1511–1527, 2005
(Fiches de lecture T. Legrand, et L. Eloy)

Groupe de Bruges, 1996. *Agriculture, un tournant nécessaire*. Editions de l'Aube, 92p.

Groupe Polanyi. 2008. La multifonctionnalité de l'agriculture. Une dialectique entre marché et identité. Collection Synthèses. Edition Quae. Paris, 360 pages.
(Fiche de lecture E. Sabourin)

Guéneau S., Jacobée F. 2005. Conservation de la biodiversité forestière tropicale en Afrique centrale : dépassionner les débats. Dossier de l'IDDRI, « idées pour le débat » N° 14/2005.

Gunderson L.H. et L. Pritchard Jr., (Eds). 2002. Resilience and the Behavior of Large-Scale System, Island Press .287 pp.

Hall A. 2008. Paying for environmental services: the case of Brazilian Amazonia, Journal of International Development, J. Int. Dev. 20, 965–981 (2008), (www.interscience.wiley.com) DOI: 10.1002/jid.1456
(Fiche de lecture E. Sabourin)

Hassenteufel, P. 2005. De la comparaison internationale à la comparaison transnationale, Revue française de science politique, 55 n°1.
(Fiche de lecture M. Hrabanski)

Heal G., (2002). Nature and the Marketplace – Capturing the Value of Ecosystem Services, Island Press, Washington DC.

Hervieu J.F., 1995. Rôle et place de l'agriculture dans l'aménagement et le développement des territoires. *Economie rurale*, n°225, pp.30-32.

Hervieu B., 2002. La multifonctionnalité de l'agriculture : genèse et fondements d'une nouvelle approche conceptuelle de l'activité agricole. Cahiers Agricultures 11(6): 415-419.
(Fiche de lecture M. Bonin)

Hodge, I., 2007. The governance of rural land in a liberalised world. Journal of Agricultural Economics, Vol. 58, No. 3, 409-432.
(Fiche de lecture C. Mann)

Jackson L.E., U.Pascual, T. Hodgkin 2007. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment, 121 (2007) : 196-210.
(Fiche de lecture G. Serpantié)

Karsenty, A., 2010. Que sont les paiements pour services environnementaux ? Eléments de définition et essai de classification, Programme SERENA, Note de synthèse, n°2010-06, 7 p.

Karsenty, A., 2010. Que sont les paiements pour services environnementaux ? Eléments de définition et essai de classification, Programme SERENA, Note de synthèse, n°2010-06, 7 p.

Kosoy N., Martinez-Tuna M., Muradian R., Martínez-Alier J., 2007, « Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America », Ecological Economics, 61(2-3), pp. 446-455.
(Fiche de lecture G. Froger)

Kramer, R., N. Sharma, M. Munasinghe. 1995. Valuing Tropical Forests: Methodology and Case Study of Madagascar. World Bank, Environmental Series. Numéro 13.

Landell-Mills N and T. Porras, (2002). Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor". Instruments for sustainable private sector forestry series. International Institute for Environment and Development, London.

Legrand, T., Le Coq, J-F., Froger, G. et Saenz., F., 2010. Emergence et usages de la notion de Service environnemental au Costa Rica : L'exemple du Programme de Paiement pour Services environnementaux (PPSE)", Programme SERENA, Document de travail n°2010-03, 54p.

Lescuyer, G. 2005. La biodiversité, un nouveau gombo ? Natures Sciences Sociétés 13, 311-315 (2005)
(fiche de lecture L. Eloy)

Liverman D., 2004. Who governs, at what scale and at what price? Geography, environmental governance, and the commodification of nature. Annals of the Association of American Geographers, 94(4), pp.734-738.
(Fiche de lecture M. Bonin)

Loreau et al. 2001 Knowledge and Future Challenges. Biodiversity and Ecosystem Functioning. Science 294.
(Fiche de lecture C. Bidaud)

Losch B., 2004. Debating the Multifunctionality of agriculture : from trade negotiations to development policies by the South. *Journal of Agrarian Change*, vol 4., n°3, pp.336-360.

Lugo E. 2008, Ecosystem services, the millenium ecosystem assessment, and the conceptual différence between benefits provided by ecosystems and benefits provided by people. *Journal of land use*, 23, 2, pp. 243-262.

Matta J. et Kerr J., 2006. Can Environmental services Payments sustain collaborative forest management ? *Journal of sustainable forestry*, vol. 23 (2) : pp. 63-79
(Fiche de lecture A. Toillier)

Mc Affe K., 1999. Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. Environment and Planning D: Society and space, vol 17, pp.133-154.
(Fiche de lecture M. Bonin)

Méral P., 2010, Les services environnementaux en économie : revue de la littérature, Programme SERENA, Document de travail n°2010-05, 50 p.

Millennium Ecosystem Assessment. 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Washington: Island Press.

Millennium Ecosystem Assessment, (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis, Island Press, Washington DC.

MIT. 1970. Report of the Study of Critical Environmental Problems SCEP: Man's Impact on the Global Environment. Assessment and Recommendations for Action.
(fiche de lecture C. Bidaud)

Mollard A., 2003, « Multifonctionnalité de l'agriculture et territoires : des concepts aux politiques publiques », Cahiers d'économie et de sociologie rurales, n° 66, p. 27-54.
(fiche de lecture par Aznar)

Mooney, H. A., P.R. Ehrlich. 1997. Ecosystem services: A fragmentary history. In Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems, ed. G. C. Daily. Washington D.C.: Island Press. p11-19.

Neveu A., 1995. Agriculture : le grand tournant. *Economie rurale*, n°229, pp.49-50.

Norgaard, R. B. and C. Bode.1998. "Next, the value of God, and other reactions." *Ecological Economics* 25(1): 37-39.

Pagiola S. et G. Platais, 2004. Payments for Environmental Services, Environment and Strategy Notes, n°3, World Bank, Washington DC.

Pagiola S., Arcenas A., Platais G., 2005, « Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America », *World Development*, 33(2), pp. 237-253

(Fiches de lecture par G. Froger et T. Legrand)

Pesche, D. et al., 2010. Contributions de la sociologie et de la science politique à la recherche sur les services environnementaux, Programme SERENA, Document de travail n°2010-06, 30 p.

Peace, D. and Bello, T. 1998. Selling carbon storage: background paper for the Guyana forest partnership initiative, <http://www.profor.info/profor/Documents/pdf/SellingStorage.pdf>

Pisani E., Groupe de Seillac, 1994. *Pour une agriculture marchande et ménagère*. Editions de l'Aube, 190p.

Potter C., Burney J., 2002. Agriculture multifunctionality in the WTO – legitimate non-trade concern or distinguished protectionism. *Journal of rural studies*, 18 :1, pp.35-47.

Potter C., Tilzey M., 2007. Agricultural multifunctionality, environmental sustainability and the WTO: Resistance or accommodation to the neoliberal project for agriculture? *Geoforum* 38, pp.1290-1303.

Ridder, B. 2008, « Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation », *Biodiversity Conservation*, 17, pp. 781-790.

(fiche de lecture A. Caron)

Rotillon, G. 2008. Faut-il croire au développement durable? L'Harmattan, 220p.

(Fiche de lecture P. Bonnal)

Sabatier P.A. et H. C. Jenkins-Smith, 1993. Policy Change and Learning : An Advocacy Coalition Approach, Westview Press.

(Fiche de lecture D. Pesche)

Stern, N. 2006. The economics of climate change: the Stern review. London, UK: HM Treasury—Cabinet Office.

Thévenot L., 2001. Constituer l'environnement en chose publique : une comparaison franco-américaine. In: Cadre de vie, environnement et dynamiques associatives, Blais J.-P., Gillio C., Ion J. (eds.), PUCA, Paris, pp. 203-219.

(Fiche de lecture W. Dare)

Van der Ploeg J. D. 2008. The New peasantries: struggles for autonomy and sustainability in an era of Empire and Globalization. London, Sterling, Earthscan, 356p. ISBN 978-1-84407-558-4

(Fiche de lecture E. Sabourin).

Vert et al., 2009. La rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture. Document de travail du ministère de l'agriculture et de la pêche. France

Wendland Kelly J., Honzák Miroslav, Portela Rosimeiry Vitale, Benjamin, Rubinoff Samuel, Randrianarisoa Jeannicq, 2009. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecological Economics*, sous presse.

(Fiche de lecture A. Toillier)

Westman, Walter E. 1977. How Much Are Nature's Services Worth? Mesuring the social benefits of ecosystem functioning is both controversial and illuminating. *Science* 197:960-965.

Wunder S., 2005, Payments for Environmental Services: Some Nuts and Boots, CIFOR Occasional Paper n°42, disponible sur : <http://www.cifor.cgiar.org/>
(Fiche de lecture P. Méral)

Wunder S., 2005b. The efficiency of PES in tropical conservation. Conservation biology vol. 21 (1): pp. 48-58
(Fiche de lecture A. Toillier)

Wunder S. (Coord.), J. Börner, M. Rüginitz Tito, L. Pereira, 2008. Pagamentos por servicios ambientales: perspectiva para a Amazona. LEGAL, Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 137p. , Estudos, 10
(Fiche de lecture Eric Sabourin)

Wunder S., Engel S., Pagiola S., (2008), Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries, Ecological Economics, 65, pp834-852
(Fiche de lecture P. Jeanneaux)

Liste de compte rendu d'entretiens cites

L. Gunderson (par M. Antona)
S. Lavorel (par M. Hrabanski)
G. Perterson (par M. Antona et M. Bonin)
C. Perrings (par M. Antona, D. Pesche et M. Hrabanski)
D. Richard (par M. Bonnin et A. Caron)
A. Issac (par M. Hrabanski)

ANNEXE

NOTE DE CADRAGE POUR L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE DANS LE WP1 (SERENA)

Méthodologie

Le projet Serena prévoit un jalon « Revue bibliographique et une base de données EndNote » (1c).

Une démarche itérative, en plusieurs étapes est définie :

1. Des sous-domaines de bibliographie ont été définis en avril 2009. Une grille d'analyse de la bibliographie a été proposée. Il a été demandé aux chercheurs des équipes du projet Serena de donner leur avis sur ces sous-domaines et de proposer des améliorations. Il a également été demandé de choisir 2 à 3 publications de référence et de préparer une fiche de lecture des références sélectionnées grâce à la grille d'analyse fournie.
2. Les sous-domaines de bibliographie ont été réexaminés en fonctions des commentaires reçus et des publications de référence sélectionnées. La grille d'analyse pour préparer les fiches de lecture est complétée par une partie d'argumentation du choix de la référence bibliographique et par une partie de « traçage » des références bibliographiques (voir page 8 de cette note).
3. Deux groupes de travail sont définis. Les deux groupes travailleront de façon transversale pour les différents sous-domaines à partir des fiches de lecture reçues :
 - Un groupe sur la **généalogie scientifique du concept de service environnemental**
 - Un groupe sur la **mise en politique** du concept de service environnemental

L'identification des sous-domaines de bibliographie

1. Services écologiques/ services environnementaux.

A. Origine concept

a) Point d'entrée :

Deux visions différentes existent :

- Le service est rendu par un écosystème (la nature) à la société : il faut l'identifier et pouvoir reconnaître cette contribution et lui donner un statut et une valeur ;

-
- Le service est conçu comme étant rendu par le biais d'une contribution d'individus ou d'activités (le service rendu par un prestataire et est considéré comme une externalité positive).

On rencontre diverses terminologies (services écosystémiques, environnementaux, écologiques). L'importance des mots n'est pas que sémantique. Elle traduit sans doute des positions épistémiques, voire politiques.

b) Débat entre disciplines :

Les débats entre disciplines se portent sur la définition et donc l'évaluation de ces services.

Sur l'origine de la notion de SE, plusieurs visions coexistent selon qu'on considère qu'une fonction écologique correspond à un service ou selon qu'on envisage qu'un SE recouvre une combinaison de fonctions. Des perceptions différentes existent, souvent liées aux disciplines, selon qu'on envisage une entrée principale par les écosystèmes ou par l'activité humaine (principalement agricole ou dans les espaces ruraux).

La mesure des SE se réduit souvent à la mobilisation d'un seul critère (monétaire, énergie). Ce champ a abouti à un développement de l'évaluation unicritère soit monétaire soit en énergie dans les années 90 (publication entre les années 90 et 2000 de nombreuses évaluations mais avec toujours un flou sur les contours des services évalués, cf. article de Costanza -17 écosystèmes à l'échelle mondiale).

Les services environnementaux font l'objet d'une typologie en 4 catégories depuis le Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2000) qui distingue les services de support ; de production ; de régulation, & culturels.

B. Domaine application

Premier domaine : entrée écosystème : hydrographique, habitat, drainage et épuration, séquestration de CO₂, maintien biodiversité, paysage ;

Second domaine : entrée agriculture ; les fonctions écologiques mentionnées : paysage, préservation et amélioration de la qualité de l'eau, réduction des risques (lutte contre l'érosion, les inondations, les incendies...).

C Mise en agenda politique

Au niveau international, la notion s'introduit dans les politiques environnementales via Rio 92 ; Rio +10 (Jo'Bourg en 2002) mais plus particulièrement avec l'étude du Millénium Ecosystem Assessment 2000 qui identifie 4 types de services, en privilégiant une entrée écosystèmes. En 2008, une nouvelle initiative d'évaluation vise la biodiversité (TEEB en 2008)

Pour les pays du Sud, la notion s'articule aux politiques environnementales dans le cadre de l'aide développement (ex PEII Madagascar) ;

Pour l'agriculture et les pays de l'OCDE, la notion rentre plutôt via les réformes des politiques agricoles (PAC) et la discussion sur l'agriculture à l'OMC

D. Des références clefs

Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Washington: Island Press.

Costanza, Robert, Ralph d'Arge, Rudolf de Groot, Stephen Farber, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, Shadid Naeem, Robert O'Neill, José Paruelo, Robert Raskin, Paul Sutton, and Marjan van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, vol. 387, 15 mai, 353-360.

FAO 2007. *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture : payer les agriculteurs pour les services environnementaux*. Rome: FAO.

PNAS 2008. Ecosystem services. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA. Vol 195, n°28, pp 9449-9846.

2. Conservation / AIRES PROTEGEES et PARC comme dispositifs

A. Origine

Ce sous-domaine porte sur tout ce qui concerne la conservation et les moyens de l'assurer, avec notamment une littérature importante dès les années 80, qui justifie les aires protégées et les projets de conservation comme dispositifs assurant la conservation mais aussi des activités économiques induites directement ou indirectement par les parcs. Les débats ont porté sur la quantification des bénéfices environnementaux liés à la conservation (le plus souvent sous forme des coûts évités), et des coûts d'opportunité (les activités auxquelles on renonce en conservant). Les débats spécifiques à l'évaluation abordent le problème du transfert des bénéfices évalués (la valeur d'un hectare ici n'est pas la même qu'ailleurs), et des échelles (la valeur d'un hectare peut-elle être mécaniquement multipliée pour représenter la valeur d'une superficie plus grande...), mais aussi la critique de certaines méthodes d'évaluation. Aujourd'hui, les SE réapparaissent dans le débat pour appuyer cette hypothèse de conservation par les aires protégées (re-légitimation *a posteriori*).

Dans les années 80, il n'y a pas de référence aux paiements pour services environnementaux-, mais est abordée l'intégration entre des objectifs de conservation et de développement via les questions de partage des revenus issus des ressources conservées (ex : des projets de Community-Based Natural Resource management ou CBNRM ou encore de l'écotourisme), de partage des taxes, ou d'accès à des fonds de l'aide au développement (Parc de Korup au Cameroun). Ces formes de répartition font l'objet de débats scientifiques comme les rapports de pouvoirs qu'elles révèlent (rôle de l'Etat, des ONG de conservation, la structuration des ruraux en comité de gestion des ressources).

Avec l'apparition des SE, l'accent est mis sur les paiements de façon plus explicite, dans une logique de bénéfices de la conservation et sur la nécessité pour ces projets d'avoir une base plus formelle en terme de sciences de la conservation.

B. Domaine

Ces approches ont été mises en œuvre dans les pays du Sud souvent sous la forme d'études emblématiques :

- les aires protégées à Madagascar (cf. Etudes de Kramer et al. (1995) et de Carret et Loyer (2003) ou l'étude du Parc de Korup au Cameroun (Ruitenbeck)
- les projets type PCDI ou CBNRM : les approches de type Campfire (M. Murphree) au Zimbabwe ou les Conservancy Program en Namibie pour la faune ;
- les politiques de gestion et valorisation de la biodiversité au Costa Rica (expérience de INBIO – Institut national de la biodiversité au Costa Rica).

C. Mise en agenda

Elle s'est traduite par des politiques dans les pays du Sud sous 2 formes :

- des projets visant à la fois la conservation et le développement de communautés : Projet de conservation et de développement intégré (PCDI) ou de CBNRM ;
- des politiques visant la protection des écosystèmes et arguant d'une « cogestion » avec les communautés. L'approche projet est dépassée au profit d'une institutionnalisation dans la loi (Cf Gelose à Madagascar au milieu des années 90, entre autres) :

La traduction dans les politiques est cependant critiquée par un des chantres de l'évaluation (D. Pearce).

D. Des références-clefs

Adams et al. 2004. Biodiversity Conservation and the eradication of poverty. Science 306- 1146-1149.

Carret JC., Loyer D., 2003. Comment financer le réseau d'aires protégées terrestres à *Madagascar* ?, document de travail préparé pour la Conférence de l'UICN sur les Parcs à Durban, World bank, Agence française sur le développement ;

Kramer, R., N. Sharma, M. *Munasinghe*. "Valuing Tropical Forests: ". Methodology and Case Study of *Madagascar*. World Bank, Environmental Series. Numéro 13. 1995.

Silva P. & Pagiola S., 2003. A Review of the Valuation of Environmental Costs and Benefits in World Bank Projects. World Bank, Environmental Economic Series, Paper n°94, Washington D.C.

Ruitenbeek H.J., 1990. The Korup Project: Plan for Developing the Korup National Park and its Support Zone. W.W.F. - UK, London

3. Multifonctionnalité de l'agriculture – dispositifs divers

A. Origine

En France, l'émergence de la multifonctionnalité constitue un prolongement:

- de réflexions mettant en avant les évolutions nécessaires de l'agriculture, son nouveau rôle et ses nouvelles fonctions (Neuveu, 1995 ; Hervieu, 1995 ; Pisani/Groupe de Seillac, 1994 ; Groupe de Bruges, 1996)
- ainsi qu'en parallèle et de façon liée, de réflexions sur la « renaissance rurale » (Kayser, 1990), la « ruralité choisie » (Kayser *et al.*, 1994).

L'hypothèse peut être faite que des visions différentes des liens entre multifonctionnalité et services environnementaux s'opposent :

- une vision intégrée, dans laquelle le service environnemental est assimilé à une des fonctions de l'agriculture (Hervieu, 2002). Cette vision était celle de la Loi d'Orientation Agricole française de 1999. Il s'agit d'un objectif de refonte en profondeur des objectifs et du contenu de la loi agricole.
- Une vision dans laquelle les services environnementaux sont une manière de corriger les effets négatifs de politique sectorielles agricoles dont on ne modifie pas les fondements (vision en terme de services joints): « *Stewardship programs are required to counterbalance some of the economically depressing effects that more market-*

oriented farm policies could have on European agriculture (Dobbs & Pretty, 2004, p.227) »

B. Domaine

Le concept de multifonctionnalité donne lieu à une grande diversité de sens et d'interprétations (Caron *et al.*, 2008) : nouvelle légitimation des barrières aux échanges et aux subventions agricoles (Potter *et al.*, 2007 ; Potter & Burney, 2002) ; nouveau paradigme pour l'agriculture (Losch, 2004), renouvellement des politiques et des systèmes d'activité pour répondre aux attentes sociales ; moyen pour redistribuer des fonds aux zones défavorisées...

Quels liens entre les controverses autour de la multifonctionnalité et les débats autour des services environnementaux ? Quelle relecture de la multifonctionnalité à partir du concept de service environnemental, quels déplacements ? La revue bibliographique devra explorer ces relations complémentaires, conflictuelles, évolutives entre multifonctionnalité et services environnementaux.

C. Mise en Agenda

La mise en agenda de la multifonctionnalité de l'agriculture en France est en particulier liée à la Loi d'Orientation Agricole de 1999. Son principal outil, le CTE (Contrat Territorial d'Exploitation), se situe dans la continuité des PDD (Plans de Développement Durable) dont une pré-étude de faisabilité a été mise en place dès 1992. L'origine des PDD est dans les limites des Mesures Agri-Environnementales (MAE) issues de la réforme de la PAC en 1992 : les bilans des MAE ont en effet montré que leur impact est limité par le fait que les mesures ne s'appliquent que sur une partie de l'exploitation agricole et par la dispersion géographique des agriculteurs volontaires qui ont participé à la démarche (Jauneau & Remy, 1999 ; ISARA/ACER Campestre, 1997). L'originalité des PDD est d'introduire une approche globale de l'ensemble de l'exploitation d'une part, de l'insérer dans le cadre de sa petite région d'autre part. Il s'agit de croiser la réflexion agri-environnementale avec une approche de développement local (Ambroise, *et al.*, 1998).

Les CTE, remplacés en 2003 par les CAD (Contrat d'Agriculture Durable) intègrent une partie économique et lié à l'emploi et une partie territoriale et environnementale avec des enjeux eau, sols, air, biodiversité, paysage, risques naturels, énergie.

D. Des références clefs

Hervieu B., 2002. La multifonctionnalité de l'agriculture : genèse et fondements d'une nouvelle approche conceptuelle de l'activité agricole. *Cahiers Agriculture*, vol 11, n°6, pp.415-419.

Losch B., 2004. Debating the Multifunctionality of agriculture : from trade negotiations to development policies by the South. *Journal of Agrarian Change*, vol 4., n°3, pp.336-360.

Dobbs T., Pretty J., 2004. Agri-Environmental Stewardship Schemes and "Multifunctionality". *Review of Agricultural Economics*, Vol.26, Issue 2, pp.220-237.

A. Origine

L'émergence du concept de développement durable et de l'idée d'un développement pouvant à la fois réduire les inégalités sociales et réduire la pression sur l'environnement a été progressive et longue.

Une définition du développement durable est proposée par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement (Rapport Brundtland) en 1987 : *“un développement qui répond aux besoins des générations du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs”*. Le deuxième sommet de la Terre en 1992, à Rio de Janeiro donne lieu à une “consécration” du terme et à sa médiatisation devant le grand public.

B. Domaine

L'émergence de la notion est étroitement liée aux politiques de conservation, de gestion des ressources naturelles et de la biodiversité et au changement climatique.

La notion de développement durable tend à devenir une norme à laquelle de nombreuses politiques se réfèrent (ex politiques agricoles- charte agriculture durable, charte d'Aalborg sur les villes durables, au niveau européen en 1994 par exemple). Elle apparaît également autour des chartes et dispositifs volontaires (ex écocertification).

Le développement durable ne peut pas être réduit à une norme de politiques environnementales. Il peut aussi constituer un articulateur d'espace politique (articulant plusieurs politiques qui étaient jusqu'à présent disjointes).

C. Mise en agenda

La mise en agenda est liée à des conventions internationales : convention sur la diversité biologique et agenda 21 principalement (1992). Aux niveaux nationaux, régionaux et locaux, le développement durable devient un champ politique qui se construit avec ses normes, ses experts, de nombreuses initiatives pour la définition d'indicateurs du développement durable. Comment le concept de service environnemental est-il utilisé dans la littérature sur le développement durable ?

- Une première recherche biblio laisse à penser que les références mettant en lien les SE et le développement durable le font surtout pour contextualiser des travaux sur les SE (par exemple les PSE sont parfois justifiés dans le cadre du développement durable) et rarement pour questionner l'origine des SE comme nouvelle modalité issue du paradigme du développement durable. Pour autant, ce dernier angle d'approche est pertinent et c'est très certainement dans la littérature grise qu'on trouvera les éléments les plus intéressants (documents de travail dans les réunions internationales par exemple).

- On note aussi que les SE peuvent venir comme élément de justification de politique de développement durable comme cela est le cas dans certains agendas 21, dispositifs d'accords volontaires.... Les services environnementaux peuvent constituer « de nouveaux habits » des promoteurs du développement durable.

D. références

Godard O., 1994. Le développement durable : paysage intellectuel. *Natures Sciences Sociétés*, vol2, n°4, pp.309-322.

4. PSE (Paiement pour services Environnementaux) - Dispositifs

B. Origine

Les PSE ont été élaborées/justifiées en grande partie comme de nouveaux instruments économiques de politique environnementale (de conservation en fait) dans des pays du Sud. Ils ont été présentés comme une alternative aux dispositifs visant la conservation par des projets de développement (PCDI) en préconisant le paiement direct des populations rurales pour l'arrêt des activités destructrices des écosystèmes. Si l'on retient cette entrée (pertinente pour isoler les débats plus généraux sur l'évaluation des SE étudiés dans le sous-domaine 1), on place d'emblée ce sous-domaine PSE au centre des problématiques d'aide au développement (influence des bailleurs de fonds, rôle des ONG, marchandisation de l'aide...) et des débats sur les instruments de politique environnementale (plus direct que les PCDI, moins étatique que les subventions et autres taxes...).

L'origine conceptuelle des PSE peut remonter à Coase (« *The problem of Social Cost* », 1960) : la négociation bilatérale conduisant à un principe contractuel de paiements permettant d'internaliser l'externalité est bien, semble-t-il, à la base du principe des PSE, même si Coase n'évoque pas le terme de service environnemental (il parle de « nuisances »).

De ce fait, on peut considérer les travaux d'économistes du département de l'environnement de la Banque mondiale en l'occurrence ceux de S. Pagiola en 2002 et de l'IIED (Landell-Mills, N., and I. Porras, 2002), comme marquant le départ des références bibliographique sur les PSE (la Banque ayant un rôle déterminant dans les orientations des flux d'aide et dans la sélection des instruments économiques à promouvoir dans les pays de sa zone d'intervention). Des réseaux internationaux comme le Katoomba Group (<http://www.katoombagroup.org/>) jouent également un rôle important comme forum d'échange d'idées et d'informations sur les marchés et paiements pour des services écosystémiques.

C. Domaine

A partir de ces premières initiatives de la Banque mondiale, on peut isoler deux types de publications :

1. celles qui vont porter sur l'effectivité des PSE (comment identifier les bénéficiaires, quels montages institutionnels promouvoir...) en prenant appui sur des domaines précis tels que le carbone et l'eau. Les publications vont par exemple rechercher l'existant dans tel ou tel domaine d'expériences de PSE plutôt dans une perspective de retour d'expériences avec évaluation des contraintes (techniques, institutionnelles et financières) et des avantages (bénéfices pour les populations locales)...
2. celles qui vont avoir une entrée plus critique, notamment sur le caractère innovant des PSE par rapport aux autres instruments plus classiques. Ces derniers débats renvoient à la question de la typologie (cf Wunder par exemple) (comment distinguer les PSE des autres instruments plus classiques ?) voire à la démystification des PSE comme nouvel avatar de la marchandisation de la biodiversité (Mc Afee, 1999).

D. Mise en agenda

Comme décrit ci-dessus, la mise en agenda constitue en tant que telle l'origine des PSE (puisqu'on se situe dans un univers technique, d'outil...). Le PSE de Vittel (Perrot-Maître, 2006) commence dans les années 1980 (la proposition est faite aux agriculteurs en 1988). Les expériences pilotes menées en France, au Costa Rica puis au Brésil peuvent constituer des marqueurs de cette mise en politique de ces PSE ; Il serait intéressant de voir si d'autres travaux antérieurs faisaient état de ce type de mécanisme sans forcément prendre l'appellation PSE (contrat de conservation...).

Remarque : en faisant cela on se place aussitôt dans le deuxième débat évoqué ci-dessus qui est celui du périmètre des PSE (on appelle aussi PSE des instruments qui s'appelaient subventions ou redevances auparavant, à condition que la participation soit volontaire et que la subvention soit éco-conditionnelle...).

Dans les dispositifs, il faut également évoquer le mécanisme de développement propre (MDP) qui a été conçu en 1997 (Kyoto). Le service est la contribution à la régulation climatique, soit par la réduction des émissions, soit par l'absorption de carbone (i.e. plantations d'arbres). Ce n'est pas toujours classé dans les PES dans la mesure où il est difficile d'identifier les bénéficiaires directs (tout le monde) qui seraient en même temps les payeurs : les paiements passent soit par une série de médiations (BioCarbon Fund de la Banque Mondiale qui joue un rôle de broker pour des entreprises ou des pays), soit sont des entreprises compensant leurs émissions de gaz à effet de serre. Ce que l'on peut dire c'est que c'est un PES « à part » qui a son système de régulation propre (le CDM Executive Board et les organismes spécialisés de la convention). Les compensations volontaires carbone (par lesquelles une entreprise ou un particulier compense ses émissions) qui se calquent sur le MDP (sans les contraintes) doivent-elles être classées dans les PES ? Cela mérite une discussion ! On peut se demander, en effet, s'il s'agit d'un service environnemental réel (fausse équivalence entre les émissions et la compensation) ou d'un service communicationnel (pour les entreprises) ou d'un service « de bonne conscience » (pour les individus qui compensent leurs déplacements aériens).

Une différence fondamentale entre les PSE sur l'eau, le carbone et la biodiversité réside dans l'identité des bénéficiaires. Dans la plupart des cas, la différence est nette entre les PSE « eau » (bénéficiaires limités : entreprise, ensemble de consommateurs) et les PSE « biodiversité » ou « carbone/climat » qui, par définition, bénéficient à tous. Les formes institutionnelles associées seront très différentes dans les deux cas (arrangements bilatéraux d'un côté, ensemble de médiations de l'autre).

La mise en place des PSE interroge surtout la notion de service et de paiement. Diverses conceptions s'opposent :

- compensation à un renoncement de droit d'usage ou de propriété : logique de la revue Stern par exemple (ce qui pose la question des négociations pour établir les compensations acceptables).
- valeur du marché : pour le MDP par exemple, la T de CO₂ (équivalent) ayant une valeur de marché, les paiements peuvent être alignés sur cette valeur (qui n'est pas la valeur de service de régulation climatique -bien difficile à connaître- mais un prix d'équilibre offre/demande très spécifique).
- Coût de changement de pratiques (exemple à Vittel et de façon plus générale dans les mesures agri-environnementales de l'Union européenne).

On remarque une disjonction entre le débat sur la valeur monétaire des SE et le montant des PSE : les « valeurs monétaires des SE » peuvent être utiles pour justifier le principe des PSE, mais les paiements ne s'alignent pas sur celles-ci. Certes, dans les PSE « eau », on peut considérer que l'entreprise qui achète les PSE négociera jusqu'à concurrence du coût des solutions alternatives (filtrer l'eau, désenvaser le bassin, etc.), mais pour la biodiversité cette règle ne s'applique pas (CI fait à Madagascar des contrats de conservation essentiellement pour sauvegarder les lémuriens, mais les coûts des opérations dépendent du consentement à payer des Fondations, et non des éventuels bénéfices d'un éco-tourisme). Pour les PSE carbone, on sait que le prix de la Tonne de CO₂ n'a rien à voir avec la valeur du service de régulation climatique liée à la non-émission ou l'absorption (la valeur devrait s'aligner sur le coût marginal des dommages du changement climatique induit, évidemment bien difficile à établir).

Autre question très débattue (notamment au sein de la Banque Mondiale) : les PSE doivent-ils ne viser qu'un objectif environnemental ou aider aussi à lutter contre la pauvreté ? Les économistes de l'environnement de la BM (Chomitz, Pagiola) disent que l'instrument ne peut pas servir plusieurs objectifs et qu'il faut des combinaisons d'instruments (ou de programmes complémentaires). Plus le PSE chercherait à atteindre des objectifs sociaux, plus il perdrait en efficience (résultats par rapports aux coûts) et efficacité (résultats par rapports aux objectifs) environnementales.

Cette position n'est cependant pas partagée par d'autres à la Banque, qui rappellent que le mandat de l'institution est de réduire la pauvreté et qu'il est difficile d'appuyer un instrument qui ne serait qu'unidimensionnel (objectif environnemental). L'étude Pfaff et al (2006) montrant que les PSE au Costa Rica avaient bénéficié aux paysans les plus riches et non aux plus pauvres a renforcé le poids de ces critiques.

Cette position n'est cependant pas partagée par d'autres à la Banque, qui rappellent que le mandat de l'institution est de réduire la pauvreté et qu'il est difficile d'appuyer un instrument qui ne serait qu'unidimensionnel (objectif environnemental). Plusieurs études montrent que les PSE au Costa Rica ont bénéficié aux paysans les plus riches et non aux plus pauvres, à quelques exceptions près⁵⁹.

Dans la même veine, et en rapport avec la problématique du coût d'opportunité et de la lutte contre la pauvreté, on peut également soulever le problème de l'équité d'une compensation « au coût d'opportunité » pour les populations les plus pauvres. Le coût d'opportunité monétaire sera faible (le manioc ne coûte pas cher...) mais le gel d'un droit d'usage comme le défrichement ou la chasse ôte aux pauvres des opportunités pour sortir de la pauvreté (Karsenty, 2007).

E. Références clefs

A Pfaff, JA Robalino, GA Sanchez-Azofeifa - [Payments for environmental services: empirical analysis for Costa Rica](#), Columbia University, New York, 2006

⁵⁹ Zbinden, S. and D.R. Lee. 2005. Payment for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program, *World Development*, 33(2): 255-72.

Voir d'autres références et la synthèse de D. Kaimowitz dans son article : Kaimowitz, D (2008) 'The prospects for REDD in Mesoamerica', *International Forestry Review*. 10(3)(2008):485-49

Engel S., Pagiola S., Wunder S. (2008) Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues ecological economics 65 (2008) 663 – 674

Karsenty, A. 2007. Questioning rent for development swaps: new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries. *International Forestry Review* 9(1)

Landell-Mills, N., and I. Porras (2002) *Silver Bullet or Fools' Gold?: A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impact on the Poor*. London. IIED

Mc Affe K., 1999. Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. *Environment and Planning D: Society and space*, vol 17, pp.133-154.

Pagiola et Platais, 2002, *Payments for Environmental Services*, Environment and Strategy Notes, n°3, World Bank.

Pagiola S., J. Bishop, and N. Landell-Mills, eds. 2002. *Selling Forest Environmental Services: Market-Based Mechanisms for Conservation and Development*. London: Earthscan, London.

Pagiola, S., Arcenas, A., Platais, G., World Bank, 2005, « Can payments for environmental services help reduce poverty ? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America », *World Development* Vol. 33, No. 2, pp.237-253

Perrot-Maître, D. (2006) *The Vittel payments for ecosystem services: a "perfect" PES case?* International Institute for Environment and Development, London, UK

Wunder S., 2005, *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Boots*, CIFOR Occasional Paper n°42, disponible sur : <http://www.cifor.cgiar.org/>

Wunder S., Engel S., Pagiola S. (2008) Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. ecological economics 65 (2008) 834 – 852

5. Labellisation environnementale autour de produits et services

A. Origine

L'origine des produits et services sous label vient des zones dites défavorisées laissées à la marge du « modèle dominant » de modernisation de l'agriculture. Elle est associée au Nord au « réveil des acteurs locaux » (le développement local se répand dans les zones difficiles). Au Sud, les acteurs locaux cherchent à compenser les carences de l'Etat (Campagne et Pecqueur, 2009).

Les acteurs productifs sur un territoire peuvent mettre en place une stratégie de production d'une offre à la fois composite (combinant plusieurs biens et services) et située (liée à un espace particulier, à sa culture, à son histoire). Des observations empiriques ont en effet permis de mettre en évidence l'existence de rente dite de qualité territoriale, c'est-à-dire combinant la qualité intrinsèque du produit et son ancrage dans un lieu spécifique avec son histoire et son savoir-faire. La rente de qualité territoriale est une rente organisationnelle : elle reflète la capacité des acteurs à créer des processus institutionnels susceptibles de capter un consentement à payer des consommateurs associés à l'environnement du produit (Pecqueur, 2001).

B. Domaine

Dans ce sous-domaine, on étudie les dispositifs relatifs à la labellisation "services environnementaux" des produits et services vendus sur des marchés alimentaires ou non. Il s'agit notamment des produits sous label (IGP, AOP, AOC, Max Havelar, Agriculture biologique...) et des services sous label (marque parc, gîte panda...). Il s'agit d'un domaine très large, mais il est en forte expansion, tant dans la littérature que dans les dispositifs

concrets, au niveau européen et au niveau international (ex : Costa Rica). Une analyse bibliographique critique de ce type de dispositifs semble importante.

C. Mise en agenda

Ce sous-domaine ne renvoie pas directement à des politiques publiques, mais plutôt à des initiatives privées de valorisation commerciale de produits ou services. Les pouvoirs publics interviennent cependant dans les définitions réglementaires des normes d'appellation d'origine ou de production en agriculture biologique. L'introduction des questions environnementales dans les appellations d'origine est récente et sera l'objet d'une analyse spécifique dans le projet Serena.

D. Références clefs

Pecqueur B., 2001. Qualité et développement territorial : l'hypothèse du panier de biens et de services territorialisés. *Economie rurale*, n°261, pp.37-49.

Campagne, P. and B. Pecqueur (2009). Zones difficiles, territoires de développement ? Colloque "*Sociétés en transition et développement local en zones difficiles (DELZOD)*", Jerba, 22-24 avril 2009, pp.19-40

6. Méthode : « Science, environnement, sociétés »

En identifiant les débats pour nourrir la grille d'analyse biblio

Cette revue bibliographique plus transversale porte :

- sur la « fabrication des politiques » sur les feed-back entre forum académiques et forum politiques, sur le rôle des experts dans la conception et l'évaluation des politiques, sur les processus de justification des politiques
- et en particulier sur les façons de mobiliser les connaissances scientifiques (notamment en économie et en écologie) dans la justification des politiques.

Les recherches en sociologie et sciences politiques seront tout particulièrement utilisées ici (analyse de la mise en agenda des politiques ; forums hybrides), comme en économie (cf. les débats sur l'évaluation contingente et la scénarisation nécessaire pour cette évaluation).

Si les publications spécifiquement ciblées sur le concept de service environnemental semblent rares dans d'autres disciplines comme l'agronomie et la géographie, il existe une demande d'expertise originale dans ce domaine.

Une grille d'analyse de la bibliographie – à remplir avec les références demandées

Cette grille d'analyse de la bibliographie servira de guide à l'analyse de l'ensemble des références reçues des chercheurs de Serena et des bibliographies déjà collectées. En première approche, elle ne sera appliquée qu'aux publications qui traitent directement du concept de service environnemental, dont les sous domaines 1 à 5.

Argumentaire du choix de la référence bibliographique sélectionnée :

Pourquoi ce choix ? Pouvez-vous donner une liste d'articles sur le même sujet présentant la même position (famille d'articles) ?

Analyse contextuelle (*croiser avec C. Mise en agenda*).

- Comment le problème environnemental est construit/présenté? Origine, réalité matérielle, niveau global ou étude de cas localisée, acteurs... ?
- Comment est introduite la notion de service environnemental (ou pas)?
- En référence à quelle « arène » est utilisé le concept (Négociations commerce international / réforme de politique / enjeux de développement durable / conservation).
- Est-il fait référence à des acteurs qui mobilisent ce concept ? Pour quels objectifs ? ou qui le contestent ?
- Quelles politiques, quels instruments sont présentées en référence au concept de SE ? Présentées comment ?

Analyse sémantique (*croiser avec B. domaines*)

- Quelle définition/sens est donnée au concept de service environnemental ? Quels référents sont utilisés?
- A quel domaine d'application se réfèrent ces définitions (conservation, externalité agricole, ...) ? Est-ce que cela pose des difficultés d'adéquation du concept retenu ? Si oui, lesquelles ?
- Quelles méthodes scientifiques sont utilisées (décrire ; analyser ; mesurer) ? De quelle discipline relève-t-elles ?
- Quels sont les résultats majeurs présentés par l'analyse en référence à la notion de service environnemental ?

Analyse historique (*croiser avec A. Origine*)

- L'auteur présente-t-il une évolution du sens du concept de SE dans le temps ?
- Si changements dans ce sens, et à quoi/qui les imputer ?
- *Analyse des références bibliographiques citées dans l'article* : quelles disciplines ? Quels courants de recherche dans les disciplines ? Références d'experts ou de chercheurs ? Arborescence de l'article dans Scopus ?

Autre commentaire libre